

Treibhausgasminderung auf Sandböden: Potenziale in verschiedenen Nutzungssystemen

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum agriculturalarum
(Dr. rer. agr.)

eingereicht an der
Lebenswissenschaftlichen Fakultät
der Humboldt-Universität zu Berlin

von
M. Sc. Julian Felix Till Klepatzki

Präsidentin der Humboldt-Universität zu Berlin:
Prof. Dr. Dr. Sabine Kunst

Dekan der Lebenswissenschaftlichen Fakultät:
Prof. Dr. Bernhard Grimm

Gutachter:

1. Prof. Dr. Dr. h. c. Frank Ellmer
2. Prof. Dr. Sonoko Dorothea Bellingrath-Kimura
3. Prof. Dr. Bernhard Schäfer

Tag der mündlichen Prüfung: 29.11.2017

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	IV
Abbildungsverzeichnis	VI
Tabellenverzeichnis	VIII
1 Einleitung und Zielstellung	1
2 Stand des Wissens	3
2.1 Quellen landwirtschaftlich bedingter Treibhausgase	3
2.2 Potenziale zur Minderung landwirtschaftlich bedingter Treibhausgase auf Mineralböden.....	6
2.2.1 Fruchtfolgegestaltung	8
2.2.2 Bodenbearbeitung.....	10
2.2.3 Stickstoffdüngung.....	12
2.3 Methoden zur Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen aus Feldmessungen im Rahmen landwirtschaftlicher Treibhausgas- Bilanzen.....	16
3 Material und Methoden	20
3.1 Dauerfeldversuche.....	20
3.1.1 Versuchsstandort Thyrow.....	20
3.1.1.1 Standortbeschreibung.....	20
3.1.1.2 Statischer Strohdüngungs- und Fruchtfolgeversuch	21
3.1.1.3 Statistische Datenanalyse	23
3.1.2 Versuchsstandort Groß Kreutz	24
3.1.2.1 Standortbeschreibung.....	24
3.1.2.2 Statischer Stickstoff-Kombinationsversuch	24
3.1.2.3 Statistische Datenanalyse	26
3.2 Fallstudie (Agrarunternehmen im Land Brandenburg)	26
3.2.1 Betriebsbeschreibung.....	26
3.2.2 Datenanalyse und Datenaufbereitung.....	28
3.3 Erstellung landwirtschaftlicher Treibhausgasbilanzen im Ackerbau	29
3.3.1 Systemgrenzen und funktionelle Einheit.....	31
3.3.2 Vorleistungsemissionen.....	32
3.3.3 Feldemissionen	32
3.3.3.1 Mineralische Stickstoff-Düngung	35
3.3.3.2 Organische Düngung.....	36
3.3.3.3 Organische Rückstände	37
3.3.3.4 Organischer Kohlenstoff im Boden.....	38
4 Ergebnisse	42
4.1 Treibhausgasemissionen in Dauerfeldversuchen auf Sandböden	42

4.1.1	Einfluss von Fruchtfolge, Strohdüngung und mineralischer N-Düngung	42
4.1.2	Einfluss organisch-mineralischer N-Düngung	50
4.2	Fallstudie (Agrarunternehmen im Land Brandenburg)	61
4.2.1	Treibhausgasbilanzen	61
4.2.2	Treibhausgas-Minderungspotenziale	66
5	Diskussion	72
6	Zusammenfassung.....	95
7	Summary.....	97
8	Literaturverzeichnis.....	98
Anhang.....		116

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
AZ	Ackerzahl
BU	Bodenuntersuchung
C	Kohlenstoff
CH ₄	Methan
cm	Zentimeter
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CO ₂ -Äq	CO ₂ -Äquivalent
C _{org}	organischer Kohlenstoff im Boden
C _t	Gesamtkohlenstoff
DB	Deckungsbeitrag
DFV	Dauerfeldversuch
dt	Dezitonne
EF	Emissionsfaktor
EU	Europäische Union
EW	Ernte- und Wurzelrückstände
FM	Frischmasse
Frac _{Leach}	Stickstoffanteil, der ausgewaschen wird und oberflächlich abfließt
FW	Fruchtwechsel
g	Gramm
GDB	Gesamtdeckungsbeitrag
GE	Getreideeinheiten
GPS	Ganzpflanzensilage
GWP	Treibhauspotenzial (engl.: global warming potential)
ha	Hektar
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
K	Kalium
KAS	Kalkammonsalpeter
kg	Kilogramm
LCA	Lebenszyklusanalyse (engl.: life cycle assessment)
LKS	Lieschkolbenschrot

LP	Lineare Programmierung
LULUC	Landnutzung und Landnutzungsänderung (engl.: land use and land use change)
MDÄ	Mineraldüngeräquivalent
mm	Millimeter
N	Stickstoff
N ₂	Distickstoff
N ₂ O	Distickstoffoxid (Lachgas)
NH ₃	Ammoniak
NO	Stickstoffmonoxid
P	Phosphor
PSM	Pflanzenschutzmittel
t	Tonne
TAN	Ammonium-Stickstoff (engl.: total ammoniacal nitrogen)
THG	Treibhausgas
TRD	Trockenrohdichte
TS	Trockensubstanz
UAN	Harnstoff/Ammoniumnitrat (engl.: urea ammonium nitrate)
Vol %	Volumenprozent

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Treibhausgasemissionen (in CO ₂ -Äq) der europäischen Landwirtschaft 2014 differenziert nach Quellen und Treibhausgasen	3
Abbildung 2: Treibhausgasemissionen (in CO ₂ -Äq) der deutschen Landwirtschaft 2014 differenziert nach Quellen und Treibhausgasen	4
Abbildung 3: Methoden zur Berechnung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Rahmen landwirtschaftlicher Ökobilanzen.....	16
Abbildung 4: Ackerflächenverhältnis im untersuchten Agrarunternehmen im Erntejahr 2014.....	27
Abbildung 5: Systemgrenzen zur Treibhausgas-Bilanzierung im Ackerbau	31
Abbildung 6: Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden.....	33
Abbildung 7: Emissionsquellen und Emissionsfaktoren (EF) bei der Anwendung von Mineralstickstoff am Beispiel von Kalkammonsalpeter.....	35
Abbildung 8: Emissionsquellen und Emissionsfaktoren (EF) bei der Anwendung von Wirtschaftsdüngern (Beispiel: Stalldung).....	36
Abbildung 9: Emissionsquellen und Emissionsfaktoren (EF) aus Ernterückständen.....	37
Abbildung 10: GE-Erträge der Prüfglieder in der Fruchtfolge I (50 % Getreideanteil) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, dt ha ⁻¹ GE)	42
Abbildung 11: GE-Erträge der Prüfglieder in der Fruchtfolge II (75 % Getreideanteil) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, dt ha ⁻¹ GE)	43
Abbildung 12: GE-Erträge der Prüfglieder in der Fruchtfolge III (100 % Getreideanteil) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, dt ha ⁻¹ GE)	44
Abbildung 13: C-Vorräte der Prüfglieder in der Fruchtfolge I (50 % Getreideanteil) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, t ha ⁻¹ C)	45
Abbildung 14: C-Vorräte der Prüfglieder in der Fruchtfolge II (75 % Getreideanteil) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, t ha ⁻¹ C)	45
Abbildung 15: C-Vorräte der Prüfglieder in der Fruchtfolge III (100 % Getreideanteil) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, t ha ⁻¹ C)	46
Abbildung 16: C-Vorräte der Prüfglieder ohne Mineral-N im Vergleich der Fruchtfolgen (FF) I bis III im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, t ha ⁻¹ C)	47

Abbildung 17: Flächenbezogene THG-Emissionen (ohne Boden-C-Änderung) der Prüfglieder in der Fruchtfolge I (50 % Getreideanteil) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, kg ha ⁻¹ CO ₂ -Äq)	48
Abbildung 18: GE-Erträge im Dauerfeldversuch Groß Kreutz (Mittel 2001-2010, dt ha ⁻¹ GE)	51
Abbildung 19: C-Vorräte im Dauerfeldversuch Groß Kreutz (Mittel 2004, 2006, 2010; t ha ⁻¹ C)	52
Abbildung 20: Relative Abweichungen der produktbezogenen THG-Emissionen (%) geprüfter methodischer Ansätze 2-5 zur Berücksichtigung der Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Vergleich zum Ansatz 1 (THG-Bilanz ohne Bodenkohlenstoff-Veränderungen) im Dauerfeldversuch Groß Kreutz	59
Abbildung 21: Produktbezogene THG-Emissionen (kg CO ₂ -Äq (dt GE) ⁻¹) angebauter Fruchtarten im untersuchten Agrarunternehmen (2010-2014).....	65
Abbildung 22: Deckungsbeiträge betrachteter Fruchtarten im untersuchten Agrarunternehmen im Mittel der Erntejahre (2010-2014).....	66
Abbildung 23: Deckungsbeiträge (€) betrachteter Fruchtarten in Anhängigkeit der THG-Minderung im untersuchten Agrarunternehmen (Mittel 2010-2014)	70
Abbildung 24: Betriebswirtschaftliche Auswirkungen von THG-Minderungsmaßnahmen im untersuchten Agrarunternehmen.....	71

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Standortbeschreibung des Versuchsstandortes Thyrow	20
Tabelle 2: Fruchtfolgen und Prüffaktorstufen ab 1999 im Feldversuch am Standort Thyrow	21
Tabelle 3: Standortbeschreibung des Versuchsstandortes Groß Kreutz	24
Tabelle 4: Organisch-Mineralische Stickstoffdüngung der Prüfglieder im Stickstoff-Kombinationsversuch am Standort Groß Kreutz (Fruchtfolgemittel, $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$)	25
Tabelle 5: Methodisches Vorgehen zur Untersuchung des Einflusses von Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Rahmen der THG-Bilanzierung am Standort Thyrow.....	38
Tabelle 6: Betrachtete methodische Ansätze zur Untersuchung des Einflusses von Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Rahmen der THG-Bilanzierung am Standort Groß Kreutz	39
Tabelle 7: Produktbezogene THG-Emissionen der Prüfglieder in Fruchtfolge I und III im Vergleich mit und ohne Berücksichtigung der Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow ($\text{Mittel 2002-2009, kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$)	49
Tabelle 8: Flächenbezogene THG-Emissionen nach Prüfgliedern und Quellen im Dauerfeldversuch Groß Kreutz ($\text{Mittel 2001-2010, kg ha}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$)	53
Tabelle 9: Produktbezogene THG-Emissionen im Dauerfeldversuch Groß Kreutz (2001-2010, $\text{kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$) ohne Berücksichtigung der C_t -Bodenänderung (Ansatz 1)	54
Tabelle 10: Produktbezogene THG-Emissionen im Dauerfeldversuch Groß Kreutz (2001-2010, $\text{kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$) C_t -Bodenänderung aus Anfangswert (Mittel 1967) und Endwert (Mittel 2001-2010) (Ansatz 2).....	55
Tabelle 11: Produktbezogene THG-Emissionen im Dauerfeldversuch Groß Kreutz (2001-2010, $\text{kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$) C_t -Bodenänderung für 100 Jahre aus Anfangswert (Mittel 1967) und Endwert (Mittel 2001-2010) (Ansatz 3)	56
Tabelle 12: Produktbezogene THG-Emissionen im Dauerfeldversuch Groß Kreutz (2001-2010, $\text{kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$) C_t -Bodenänderung kalkuliert für Zeitraum 2001-2010 mithilfe der linearen Regression (Ansatz 4).....	57
Tabelle 13: Produktbezogene THG-Emissionen im Dauerfeldversuch Groß Kreutz (2001-2010, $\text{kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$) C_t -Bodenänderung kalkuliert für Zeitraum 2001-2010 mithilfe der nicht linearen Regression (Ansatz 5).....	58

Tabelle 14: Ranking geprüfter methodischer Ansätze zur Berücksichtigung der Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Dauerfeldversuch am Standort Groß Kreutz	60
Tabelle 15: Anbauumfang, N-Düngung und Erträge differenziert nach Fruchtarten im untersuchten Agrarunternehmen in den Erntejahren 2010-2014	61
Tabelle 16: Flächenbezogene THG-Emissionen ($\text{kg ha}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$) differenziert nach Quellen und Fruchtarten im untersuchten Agrarunternehmen im Mittel der Erntejahre 2010-2014	63
Tabelle 17: Flächenrestriktionen für den Anbau verschiedener Ackerkulturen im untersuchten Agrarunternehmen	67
Tabelle 18: Anbaufläche (ha) betrachteter Fruchtarten und mineralischer N-Düngereinsatz in Abhängigkeit der Treibhausgas-Minderung im untersuchten Agrarunternehmen	69

1 Einleitung und Zielstellung

Die Anreicherung anthropogen bedingter Treibhausgase (THG) wie Kohlenstoffdioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) in der Atmosphäre hat den natürlichen Treibhauseffekt seit Beginn der Industrialisierung deutlich verstärkt. Der Weltklimarat geht davon aus, dass die globale Durchschnittstemperatur infolgedessen bereits um $0,85^\circ\text{C}$ gegenüber dem vorindustriellen Temperaturniveau gestiegen ist. Er warnt vor unvorhersehbaren negativen Auswirkungen auf die Ökosysteme und die Gesellschaft, wenn die weltweiten THG-Emissionen nicht drastisch reduziert werden. Gegenüber 2010 müssen die THG-Emissionen bis 2050 um 40 bis 70 % reduziert werden, um eine globale Erwärmung von maximal 2°C gegenüber dem vorindustriellen Temperaturniveau einhalten zu können (IPCC 2014a). Aus diesem Grund vereinbarten die Vertragsstaaten der Klimarahmenkonvention auf der Weltklimakonferenz in Paris 2015, die bisherigen Ziele und Vorgaben zur THG-Minderung rechtsverbindlich einzuhalten und deren Anstrengungen zu verstärken (UNFCCC 2015).

Etwa 24 % der globalen THG-Emissionen stammen aus dem Bereich Landwirtschaft, Forstwirtschaft und sonstige Landnutzung (IPCC 2014b). Somit steht die Landwirtschaft zukünftig vor großen Herausforderungen. Dazu zählt neben der Sicherung der Welternährung und der Anpassung an den Klimawandel auch die Verringerung der THG-Emissionen (WBA 2010).

Bei Betrachtung der treibhausrelevanten Klimagase Kohlenstoffdioxid, Methan und Lachgas ist letzteres als reaktive Stickstoffverbindung von besonderer Klimarelevanz und hauptverantwortlich für die Zerstörung der Ozonschicht. Neben dem Einfluss auf die Klimabilanz hat der Gehalt an reaktiven Stickstoffverbindungen auch negative Auswirkungen auf Wasser und Boden (SRU 2015). Der SRU (2015) geht davon aus, dass die globalen Grenzen der ökologischen Tragfähigkeit beim Stickstoff überschritten sind. Dies mache es beispielsweise notwendig, die globale Produktion synthetischer Stickstoffdüngemittel von derzeit etwa 120 Mio. Tonnen jährlich zu halbieren, damit diese kritischen Belastungsgrenzen überhaupt noch eingehalten werden können.

Gleichzeitig ist die Landwirtschaft aber nicht nur Quelle, sondern auch Senke von THG-Emissionen (WBAE & WBW 2016). Schätzungen von SMITH et al. (2006) gehen davon aus, dass in der Erhöhung der Bodenkohlenstoff-Vorräte ein erhebliches Potenzial zur THG-Minderung besteht, die bisher nach BRANDAO et al. (2013) jedoch sehr selten in den THG-Bilanzen berücksichtigt werden.

Die vorliegende Arbeit ist im Rahmen der Leibniz Graduiertenschule LandPaKT (Landwirtschaftliche Verfahren – Potenziale und Kosten zur Treibhausgasminderung) entstanden. Neben der THG-Minderung auf Mineralböden wurden im Rahmen der Graduiertenschule weitere Themenbereiche zur Nutzung organischer Böden, der Tierhaltung, betriebliche Analysen sowie Agrarpolitik behandelt. Der Inhalt dieser Dissertation grenzt sich deshalb bewusst von den übrigen Themenbereichen der Graduiertenschule ab, wohlwissend, dass jedoch systemische Zusammenhänge zwischen den einzelnen Themenkomplexen der Graduiertenschule bestehen.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, THG-Minderungspotenziale auf der Grundlage von Ergebnissen aus Dauerfeldversuchen sowie der landwirtschaftlichen Praxis auf sandigen Ackerböden in Brandenburg zu ermitteln. Bei der Berechnung von THG-Bilanzen sollen insbesondere die Veränderungen der Bodenkohlenstoff-Vorräte berücksichtigt und unterschiedliche methodische Ansätze geprüft werden. Im Rahmen einer Fallstudie sollen die THG-Minderungspotenziale in der landwirtschaftlichen Praxis unter Berücksichtigung der betriebswirtschaftlichen Rahmenbedingungen untersucht werden.

2 Stand des Wissens

Im folgenden Kapitel stehen zu Beginn die Quellen landwirtschaftlich bedingter Treibhausgase in Europa und Deutschland im Mittelpunkt der Betrachtung. Die vorliegende Arbeit beschränkt sich auf die Untersuchung sandiger Ackerstandorte mineralischen Ursprungs im Land Brandenburg. Infolgedessen werden anschließend die wesentlichen Bereiche zur THG-Minderung auf Mineralböden identifiziert und deren Potenziale näher charakterisiert.

2.1 Quellen landwirtschaftlich bedingter Treibhausgase

In der Europäischen Union (EU) wurden im Jahr 2014 etwa 525 Mio. t CO₂-Äq aus dem Bereich der Landwirtschaft, einschließlich Landnutzung und Landnutzungsänderung (LULUC) emittiert (Abbildung 1).

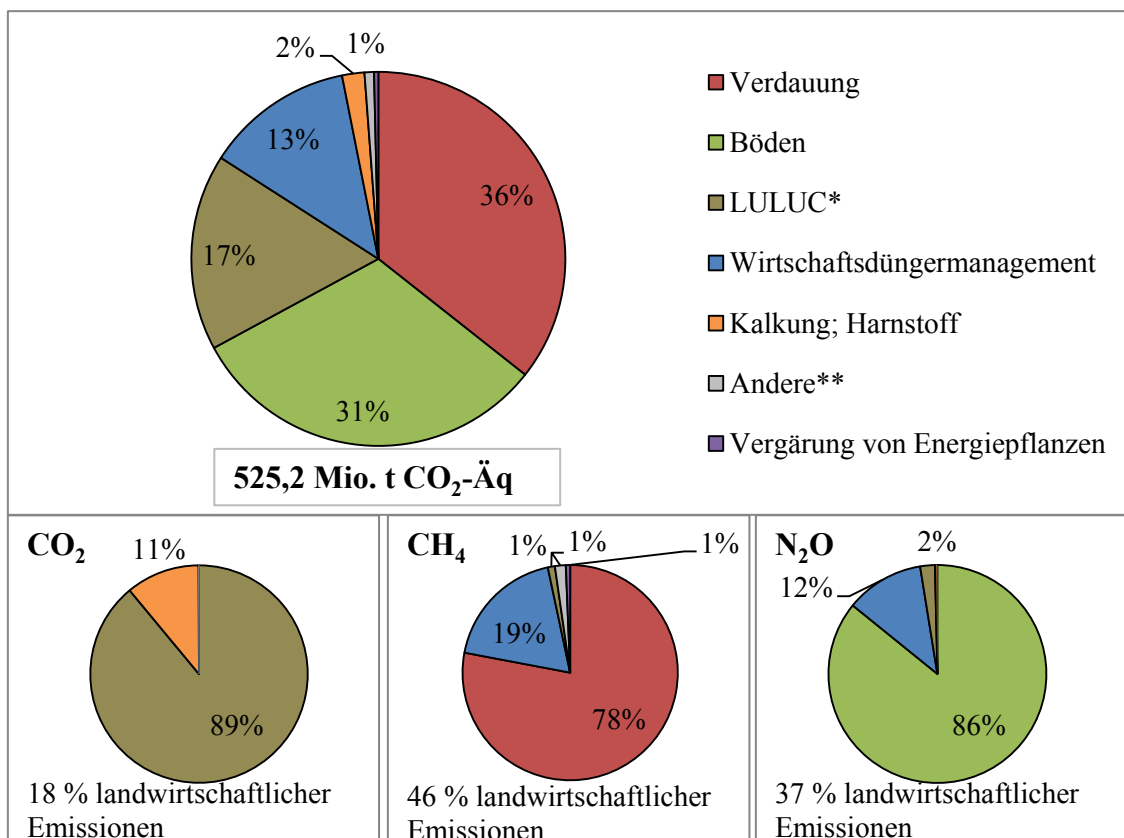


Abbildung 1: Treibhausgasemissionen (in CO₂-Äq) der europäischen Landwirtschaft 2014 differenziert nach Quellen und Treibhausgasen (Eigene Darstellung nach UN-FCCC (2016a))

Legende: * Landnutzung und Landnutzungsänderung der Kategorien Acker und Grünland. ** Reisanbau; Verbrennen von Ernteresten; andere kohlenstoffhaltige Dünger

Etwa 36 % dieser Emissionen stammen aus der Verdauung bei Wiederkäuern, das sind 78 % der landwirtschaftlichen Methanemissionen. Ihnen folgen Emissionen aus land-

wirtschaftlich genutzten Böden mit 31 %, welche zum überwiegenden Teil aus N₂O-Emissionen (86 % der landwirtschaftlichen N₂O-Emissionen) stammen.

Etwa 89 Mio. t CO₂-Äq (20 %) in der EU stammen aus dem Bereich LULUC. Zu beachten ist, dass im Bereich der Landnutzungsänderung durch die Umwandlung von Ackerland in Grünland etwa 24 Mio. t CO₂-Äq im Boden gespeichert wurden (Kohlenstoffsенke), wodurch sich die THG-Emissionen im Bereich LULUC verringert haben.

Zirka 13 % der europäischen Emissionen aus dem landwirtschaftlichen Bereich entstehen durch das Wirtschaftsdüngermanagement in Form von CH₄- und N₂O-Emissionen bei der Lagerung von Wirtschaftsdüngern.

In Deutschland lag der Anteil der Landwirtschaft an den gesamten THG-Emissionen im Jahr 2014 bei etwa 11 % (103,5 Mio. t CO₂-Äq). In Bezug auf die europäischen landwirtschaftlich bedingten Emissionen liegt der Anteil Deutschlands bei knapp 20 %. Den größten Anteil an den landwirtschaftlichen THG-Emissionen hatte in Deutschland mit 37,5 Mio. t CO₂-Äq (39 %) die Landnutzung und Landnutzungsänderung (LULUC) (Abbildung 2).

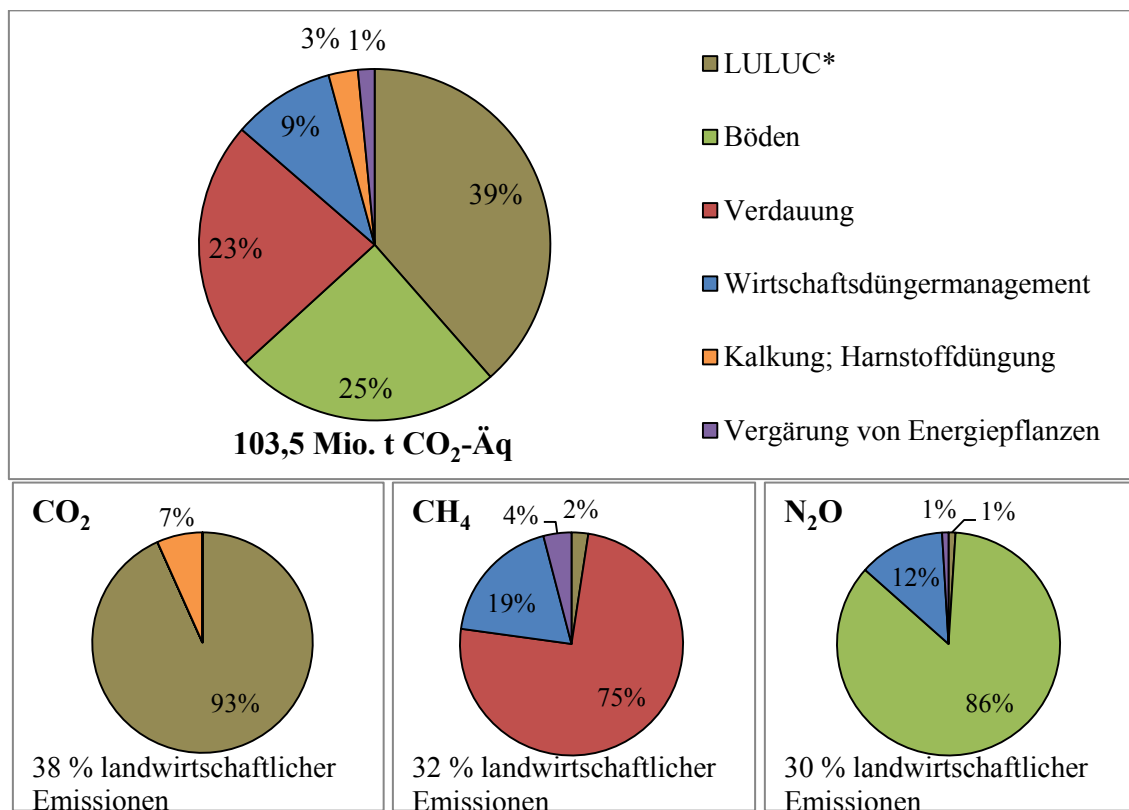


Abbildung 2: Treibhausgasemissionen (in CO₂-Äq) der deutschen Landwirtschaft 2014 differenziert nach Quellen und Treibhausgasen (Eigene Darstellung nach UNFCCC (2016b))

Legende: * Landnutzung und Landnutzungsänderung der Kategorien Acker und Grünland

Differenziert nach Treibhausgasen zeigt sich, dass die landwirtschaftlich bedingten CO₂-Emissionen (38 % der gesamten landwirtschaftlichen THG-Emissionen) zum überwiegenden Teil (93 %) aus dem Bereich der LULUC emittiert wurden.

Der überwiegende Teil der CO₂-Emissionen ist dabei auf die landwirtschaftliche Nutzung (Grünland und Ackerbau) von Moorböden (durch Entwässerung organischer Böden entstehend) zurückzuführen (FLESSA 2016, UBA 2016, OSTERBURG 2013). Nach UNFCCC (2016b) wurden im Jahr 2014 je ha Ackerland auf Mineralboden 0,06 t ha⁻¹ C abgebaut und in Form von CO₂ freigesetzt. Dies ist für die Mineralböden fast ausschließlich auf den Grünlandumbruch zurückzuführen (UBA 2016). Im Vergleich dazu lag der Kohlenstoffabbau bei Ackerland auf organischen Böden bei 8,1 t ha⁻¹ C im Jahr 2014.

Die Methanemissionen aus der Landwirtschaft (32 % vom Gesamtanteil landwirtschaftlicher THG-Emissionen) werden zu etwa 75 % aus der Fermentation bei der Verdauung bei Wiederkäuern freigesetzt. Weiterhin entstehen CH₄-Emissionen (19 %) beim Wirtschaftsdüngermanagement. Weitere CH₄-Emissionen resultieren aus der Vergärung von Energiepflanzen (4 %) sowie aus dem Bereich LULUC (2 %). Lachgas-Emissionen haben einen Anteil von 30 % an den gesamten landwirtschaftlich bedingten THG-Emissionen in Deutschland. Davon wird der überwiegende Teil aus den landwirtschaftlichen Böden (86 %) emittiert. Der Anteil des Wirtschaftsdüngermanagements ist mit 12 % an den landwirtschaftlichen N₂O-Emissionen deutlich geringer als der, welcher durch die landwirtschaftliche Bodennutzung emittiert wurde.

Neben den aus den Quellgruppen Landwirtschaft und LULUC stammenden Emissionen (Abbildung 2) ist die Landwirtschaft Verursacher weiterer Emissionen aus den vor- und nachgelagerten Bereichen (OSTERBURG et al. 2013). Eine Zuordnung - insbesondere des vorgelagerten Bereichs zur Landwirtschaft - ist mithilfe der Daten der nationalen Emissionsberichterstattung (UBA 2016) nicht möglich. Berechnungen von OSTERBURG (2013) für das Jahr 2007 zeigen jedoch, dass für den Agrarsektor bei der Bereitstellung von Vorleistungen, Emissionen von etwa 28 Mio. t CO₂-Äq entstanden sind. Dabei wurde etwa ein Drittel dieser Emissionen durch die Herstellung von Stickstoffdüngemitteln emittiert. Unter der Annahme ähnlich hoher Vorleistungsemissionen für das Jahr 2014 wären somit etwa 3 % der gesamten THG-Emissionen in Deutschland zusätzlich der Landwirtschaft zuzuordnen.

2.2 Potenziale zur Minderung landwirtschaftlich bedingter Treibhausgase auf Mineralböden

Die Wissenschaftlichen Beiräte beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (WBAE & WBW 2016) schätzen die THG-Minderungspotenziale für die deutsche Landwirtschaft bei moderaten Klimaschutzmaßnahmen auf 23 bis 24 Mio. t CO₂-Äq pro Jahr (etwa 23 % landwirtschaftlich bedingter THG-Emissionen in Deutschland). Bei ambitionierten Klimaschutzmaßnahmen erhöht sich dieses Potenzial auf 40 bis 44 Mio. t CO₂-Äq a⁻¹.

Die Höhe der THG-Emissionen in Agrarökosystemen wird wesentlich durch den Boden und die klimatischen Bedingungen bestimmt. Innerhalb dieser Grenzen der natürlichen Standortfaktoren beeinflusst das gewählte Bodennutzungssystem die Höhe landwirtschaftlich bedingter Treibhausgase (SAINJU et al. 2012, SMITH et al. 2007). Bodennutzungssysteme sind die Folge der Gesamtheit aller Eingriffe und organisatorischen Maßnahmen, die zum Zweck der Pflanzenproduktion vorgenommen werden. Die Ausgestaltung des Bodennutzungssystems wird durch die agrotechnischen Maßnahmen bestimmt (DIEPENBROCK et al. 2012). Agrotechnische Maßnahmen werden in allgemein ackerbauliche und speziell pflanzenbauliche differenziert. Allgemein ackerbauliche Maßnahmen sind beispielsweise die Gestaltung der Fruchtfolge, die Bodenbearbeitung und die organische Düngung. Zu den speziell pflanzenbaulichen agrotechnischen Maßnahmen zählen unter anderem die Sortenwahl, die mineralische N-Düngung sowie die Krankheits- und Schädlingskontrolle (ELLMER 2010). Die Fruchtfolge als das zentrale Element von Bodennutzungssystemen hat zur Aufgabe, die Bodenfruchtbarkeit zu reproduzieren. Der organische Kohlenstoff des Bodens (C_{org}) beziehungsweise die daraus errechnete Organische Bodensubstanz (Humus) ist dabei von übergeordneter Bedeutung für den nachhaltigen Erhalt der Bodenfruchtbarkeit (DIEPENBROCK et al. 2012).

Albrecht Daniel Thaer, Begründer der Agrarwissenschaften in Deutschland, stellte 1809 fest: „Der Humus macht einen mehr oder minder großen Bestandteil des Bodens aus. Die Fruchtbarkeit des Bodens hängt eigentlich ganz von ihm ab, denn außer dem Wasser ist er es allein, was den Pflanzen im Boden Nahrung gibt“ (THAER 1809). So wird auch im Bundesbodenschutzgesetz (§ 17) der Erhalt standorttypischer Humusgehalte als ein Grundsatz der guten fachlichen Praxis postuliert (BUNDESBODENSCHUTZGESETZ 1998). In der aktuellen Klimadebatte gewinnt besonders die Kohlenstoff-Speicherfunktion der Böden eine zunehmende Bedeutung. So bewirkt die Art der Be-

wirtschaftung einen Auf- oder Abbau von organischem Kohlenstoff im Boden. Ein Abbau von C_{org} ist mit der Abgabe von CO_2 in die Atmosphäre verbunden. Ein Aufbau von Kohlenstoff bindet hingegen CO_2 aus der Atmosphäre im Boden (BLUME et al. 2010). Aufgrund der Menge an gespeichertem C_{org} in den Böden kann bereits eine geringe Änderung der weltweiten Kohlenstoffvorräte sehr großen Einfluss auf die CO_2 -Konzentration in der Atmosphäre haben (SMITH 2012). Untersuchungen von SMITH et al. (2007) gehen davon aus, dass durch die Erhöhung der Bodenkohlenstoffvorräte die weltweiten THG-Emissionen aus der Landwirtschaft um 89 % gemindert werden könnten. POWLSON et al. (2011) und SANDERMAN & BALDOCK (2010) weisen jedoch darauf hin, dass das THG-Minderungspotenzial durch die Speicherung von Kohlenstoff im Boden begrenzt ist und deshalb vielfach überschätzt wird.

Die wichtigsten Einflussfaktoren auf den organischen Kohlenstoff im Boden sind zum einen die Standortfaktoren wie beispielsweise Klima, Bodenart, Art der früheren Nutzung und zum anderen die durchgeführten agrotechnischen Maßnahmen wie beispielsweise Düngung (Menge und Art), aktuelle Nutzung und Bodenbearbeitung (WESSOLEK et al. 2008).

Für die Höhe der Lachgas-Emissionen sind neben den Bodenbedingungen, die N-Düngungsintensität, die Fruchtart und die Art der eingesetzten Düngemittel maßgeblich verantwortlich (HÉNAULT et al. 2012, STEHFEST & BOUWMAN 2006). Lachgas entsteht bei allen Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgängen im Boden. Die Nitrifikation bezeichnet die Oxidation von Ammonium über Ammoniak und Lachgas zu Nitrat, während die Denitrifikation die Reduktion von Nitrat zu gasförmigen Stickoxiden und molekularem Stickstoff umfasst. Die Denitrifikation findet besonders bei eingeschränkter Durchlüftung der Böden in Verbindung mit einem hohen Gehalt an leicht verfügbarem Kohlenstoff im Boden statt (BLUME et al. 2010).

Besonders hohe THG-Minderungspotenziale in der Landwirtschaft werden gegenwärtig bei dem Stickstoffmanagement, der Bodenbearbeitung sowie Maßnahmen zur Steigerung der Kohlenstoffeinträge in den Boden diskutiert (SAINJU et al. 2012, SMITH et al. 2007).

Der ökologische Landbau verzichtet insbesondere auf den Einsatz von Mineralstickstoff und setzt hingegen vermehrt auf den Anbau stickstofffixierender Leguminosen sowie die Anwendung organischer Düngemittel. Vielfach diskutiert wird deshalb ein positiver Beitrag der ökologischen Landbewirtschaftung zum Klimaschutz. In Bezug auf die flächenbezogenen THG-Emissionen konnten Untersuchungen in der landwirtschaftlichen

Praxis von HÜLSBERGEN & RAHMANN (2013) zeigen, dass im ökologischen Landbau, auch durch den Wegfall hoher Vorleistungsemissionen aus der Produktion von mineralischen N-Düngemitteln, deutlich geringere THG-Emissionen je Flächeneinheit entstehen. Je Ertragseinheit fielen die Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen konventioneller und ökologischer Pflanzenproduktion hingegen deutlich geringer aus. Nach SKINNER et al. (2014) zeigt sich bei der Betrachtung bodenbürtiger N_2O -Emissionen ein ähnliches Bild. Die gemessenen bodenbürtigen N_2O -Emissionen je Hektar waren in den ökologischen Anbausystemen deutlich geringer als bei konventionellen Vergleichsflächen. Die konventionellen Anbausysteme zeigten hingegen geringere produktbezogene N_2O -Emissionen. Untersuchungen von TUOMISTO et al. (2012) zum Vergleich konventioneller und ökologischer Anbausysteme in Europa bestätigen diese Einschätzung und kommen wie OSTERBURG et al. (2013) gleichermaßen zu dem Schluss, dass die produktbezogenen THG-Emissionen im ökologischen Landbau nicht zwangsläufig geringer ausfallen. Im ökologischen Landbau werden zwischen 25 und 70 % geringere Erträge realisiert als im konventionellen Landbau. Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass mit einer Erhöhung der ökologischen Anbaufläche auch ein erhöhter Flächenbedarf verbunden ist. Abschließend wird deshalb darauf hingewiesen, dass ein positiver Beitrag zur THG-Minderung durch den ökologischen Landbau sehr stark vom Management des jeweiligen Betriebes abhängt und nicht generalisiert werden kann. Die wissenschaftlichen Beiräte (WBA & WBW 2016) gehen folglich davon aus, dass der Ausbau des ökologischen Landbaus in Deutschland aktuell keinen eindeutigen Beitrag zum Klimaschutz leistet.

Die wesentlichen THG-Minderungspotenziale agrotechnischer Maßnahmen liegen unabhängig von ökologischen und konventionellen Bodennutzungssystemen in der Gestaltung der Fruchtfolge, der Bodenbearbeitung sowie der N-Düngung (SAINJU 2016), die nachfolgend genauer betrachtet werden.

2.2.1 Fruchtfolgegestaltung

Die Fruchtfolge, auch bezeichnet als das Rückgrat des Ackerbaus, ist das Ordnungsprinzip für alle ackerbaulichen Maßnahmen. Mit der Fruchtfolge soll die Vegetationszeit maximal ausgenutzt, bodenbürtige Schaderreger eingedämmt sowie Vorfruchtwirkungen optimal genutzt werden (DIEPENBROCK et al. 2012).

Im Acker- und Pflanzenbau wird zwischen dem Anbau von Haupt- und Zwischenfrüchten unterschieden. Hauptfrüchte sind alle Fruchtarten, welche den gesamten oder über-

wiegenden Teil der Vegetationsperiode auf dem Feld stehen, während Zwischenfrüchte zum Schließen von Anbaulücken zwischen zwei Hauptfrüchten angebaut werden (DIEPENBROCK et al. 2012).

Im Rahmen der Humusbilanzierung werden die angebauten Fruchtarten auf der Basis von Ergebnissen aus Dauerfeldversuchen in Humusmehrer und Humuszehrer unterteilt. Diese Einteilung erfolgt anhand der Menge und Qualität an Ernte- und Wurzelrückständen sowie aufgrund spezifischer Anforderungen an die Agrotechnik der Fruchtarten. Humusmehrende Fruchtarten wie beispielsweise Leguminosen, mehrjähriges Feldfutter und Zwischenfrüchte sind durch eine positive Humusreproduktionsleistung gekennzeichnet, stellen folglich dem Boden mehr Humus-C zur Verfügung als durch ihren Anbau verbraucht wird. Humuszehrende Fruchtarten wie beispielsweise Silomais, Kartoffeln und Zuckerrübe sind dagegen durch einen erhöhten Humusbedarf gekennzeichnet, führen also zum verstärkten Abbau von Bodenkohlenstoff. Getreide zählt ebenfalls zu den humuszehrenden Fruchtarten, wobei der Humusreproduktionsbedarf durch das Verbleiben des Strohs auf dem Feld im Regelfall ausgeglichen werden kann (VDULFA 2014).

Organischer Kohlenstoff ist die Voraussetzung für die Bodenbildung und die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und damit der wichtigste bodenfruchtbarkeitsbestimmende Parameter (KÖRSCHENS 2010). Mit unterschiedlichen Mengen und Zusammensetzungen an Ernte- und Wurzelrückständen beeinflusst die Wahl der Fruchtarten den Kohlenstoff im Boden und damit die bodenkohlenstoffbasierten CO₂-Emissionen. BLUME et al. (2010) geben beispielsweise für tiefwurzelnende Fruchtarten eine potenzielle Kohlenstoffspeicherung im Boden von 2,3 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ an. Die Menge an Ernte- und Wurzelrückständen beeinflussen, bedingt durch den jeweils unterschiedlichen N-Gehalt, zusätzlich die Höhe der N₂O-Emissionen (MOSIER et al. 2006). Untersuchungen von NEMECEK et al. (2015) zur Fruchtfolge an drei unterschiedlichen Standorten in Frankreich zeigen deutliche Unterschiede in der Höhe der THG-Emissionen in Abhängigkeit der angebauten Fruchtarten. Bei den untersuchten Fruchtfolgen zeigte die N-Düngung den größten Einfluss auf die Höhe der THG-Emissionen. Ein höherer Getreideanteil (Winterweizen, Wintergerste und Sommergerste) in der Fruchtfolge bedingte demnach eine höhere N-Düngung und verursachte damit auch höhere THG-Emissionen. Eine Möglichkeit zur Verminderung von THG-Emissionen in der Fruchtfolge ist der Anbau von Leguminosen. Leguminosen besitzen die Fähigkeit, durch die Symbiose mit Rhizobien Stickstoff aus der Atmosphäre pflanzenverfügbar zu machen, wodurch mineralischer

Stickstoff eingespart und THG-Emissionen vermindert werden können. Ein weiterer Vorteil beim Anbau von Leguminosen sind positive Vorfruchteffekte, wodurch weitere THG-Emissionen vermieden werden können (ZANDER et al. 2016, KÖPKE & NEMECEK 2010). GAN et al. (2011) untersuchten in einem Feldversuch in Kanada die THG-Emissionen von Weizen (*Triticum turgidum* L.) in unterschiedlichen Fruchtfolgen. Im Vergleich zum Getreideanbau in mehrjähriger Selbstfolge zeigte der Weizen im Mittel 22 % geringere THG-Emissionen in einer Fruchtfolge mit Öl- und Hülsenfrüchten. Der Anbau von N-fixierenden Hülsenfrüchten als Vorfrucht zu Weizen reduzierte die THG-Emissionen infolge geringerer Mineral-N-Düngung sogar um 34 % im Vergleich zum Weizenanbau in mehrjähriger Selbstfolge. Kritisch anzumerken ist allerdings, dass mit zunehmendem Leguminosenanteil in der Fruchtfolge häufig eine Abnahme im Flächen-ertrag verbunden ist. Die Wissenschaftlichen Beiräte (WBAE & WBW 2016) raten deshalb von einer Ausweitung des Anbaus einheimischer Körnerleguminosen ab, wenn dieser mit einer Verringerung der Produktion verbunden ist und damit THG-Emissionen lediglich auf andere Ackerflächen verlagert werden.

Mit der Wahl der Fruchtfolge werden letztendlich das Stickstoffmanagement, die Bodenbearbeitung sowie die Kohlenstoffeinträge in den Boden beeinflusst. Die Fruchtfolgegestaltung nimmt folglich Einfluss auf alle drei zuvor identifizierten Maßnahmen mit hohen THG-Minderungspotenzialen

2.2.2 Bodenbearbeitung

Die im Rahmen einer Fruchtfolge angebauten Fruchtarten stellen zur Schaffung eines günstigen Bodengefüges in der Ackerkrume unterschiedliche Ansprüche an die Bodenbearbeitung. Die verfügbaren Bodenbearbeitungsverfahren werden nach ihrer Bearbeitungsintensität in die „konventionelle“ Bodenbearbeitung mit dem Pflug, die nicht wendende-konservierende Bodenbearbeitung und die Direktsaat unterteilt (DIEPENBROCK et al. 2012). Der Beitrag verringerter Bodenbearbeitung, speziell von Direktsaatverfahren zur THG-Minderung wird in der Literatur kontrovers diskutiert (VANDENBYGAART 2016). Bezogen auf die THG-Emissionen aus der eingesetzten Agrotechnik ist es unbestritten, dass durch eine geringere Bodenbearbeitungs-Intensität weniger Dieselkraftstoff benötigt wird und damit THG-Emissionen vermindert werden können (SOANE et al. 2012). Anders verhält es sich mit dem Beitrag verringerter Bodenbearbeitung zum Aufbau von Bodenkohlenstoff. BLUME et al. (2010) postulieren für die pfluglose Bodenbearbeitung in Europa ein C-Speicherpotenzial im Boden von etwa $1,42 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

CO₂, wobei auf eine große Spanne dieser Schätzungen verwiesen wird. KÜSTERMANN et al. (2013) zeigten anhand 12-jähriger Feldversuchsdaten mit C_{org}-Messungen bis in 25 cm Bodentiefe bei drei unterschiedlichen Bodenbearbeitungs-Varianten, höhere C_{org}-Vorräte bei verringerter Bodenbearbeitung gegenüber der Bodenbearbeitung mit dem Pflug. USSIRI & LAL (2009) konnten nach 43 Versuchsjahren in einem Dauerfeldversuch bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung im Maisanbau ebenfalls deutlich höhere Bodenkohlenstoffvorräte in den oberen 30 cm bei Direktsaat im Vergleich zur Pflugvariante nachweisen. KRAVCHENKO & ROBERTSON (2011) machen anhand von Auswertungen vorhandener Literaturdaten deutlich, dass häufig zu wenig Feldwiederholungen erhoben und C_{org}-Messungen unterschiedlicher Bodentiefe nicht konsequent genug separat ausgewertet werden. Auswertungen bereits aggregierter C_{org}-Untersuchungen führen so, auch bedingt durch eine generell hohe Variabilität des Bodenkohlenstoffs, häufig zu Fehleinschätzungen. POWLSON et al. (2014) gehen davon aus, dass die Potenziale pflugloser Anbausysteme zur THG-Minderung infolge von C-Speicherung im Boden vielfach überschätzt werden. Häufig werden lediglich die obersten 30 cm oder weniger des Bodens beprobt und in die Betrachtung einbezogen, was die Anreicherung größerer Mengen Kohlenstoff suggeriert. LUO et al. (2010) untersuchten weltweit 69 Paarversuche (Pflug und Direktsaat) mit einer Probenahmetiefe von 40 cm und mehr. Die Ergebnisse zeigen, dass sich zwar die Kohlenstoffverteilung im Boden bei der Umstellung von der Bodenbearbeitung mit dem Pflug hin zur Direktsaat verändert hat, nicht aber die Menge an Gesamtkohlenstoff im Boden. Nach BAKER et al. (2007) kommt es infolge von verminderter Bodenbearbeitung lediglich zu einer Verschiebung im Kohlenstoffvorrat des Bodens. Vorher tiefer eingearbeitetes organisches Material, verbleibt infolge verminderter bzw. ausbleibender Bodenbearbeitung sehr nah an der Bodenoberfläche. Bei pfluglosen Anbausystemen reichert sich folglich mehr Kohlenstoff im obersten Bereich des Bodens an, während es bei der Bodenbearbeitung mit dem Pflug zu einer Anreicherung in tieferen Bodenschichten kommt.

Die Art der Bodenbearbeitung beeinflusst neben dem Kohlenstoff im Boden auch die Höhe der N₂O-Emissionen. FLESSA (2016) geht davon aus, dass von pfluglosen Anbausystemen keine klimaschonendere Wirkung ausgeht, da insbesondere die N₂O-Emissionen, mögliche C_{org}-Anreicherungen im Boden übersteigen. SIX et al. (2004) weisen darauf hin, dass der Beitrag reduzierter Bodenbearbeitungssysteme zur THG-Minderung stark vom Untersuchungszeitraum abhängt. Nach Umstellung von wendender Bodenbearbeitung auf Direktsaat zeigte sich in den ersten Untersuchungsjahren, wie

auch bei Untersuchungen von REGINA & ALAKUKKU (2010), ein Anstieg der N_2O -Emissionen. Nach einer Untersuchungsdauer von 10 bis 20 Jahren waren die N_2O -Emissionen demgegenüber in den Direktsaatvarianten geringer als in den Varianten, in denen der Pflug eingesetzt wurde. GRANDY et al. (2006) konnten bei 12-jährigen N_2O -Messungen im Feldversuch keine statistisch gesicherten Unterschiede zwischen N_2O -Emissionen der Pflug- und Direktsaatvarianten feststellen. Ergebnisse von CONGREVES et al. (2016) zeigen in fünfjährigen N_2O -Messungen im Feldversuch hingegen einen deutlichen Anstieg der N_2O -Emissionen besonders in den Wintermonaten bei konventioneller Bodenbearbeitung mit dem Pflug im Vergleich zur Direktsaat. Untersuchungen von ROCHETTE (2008) legen nahe, dass die Höhe der N_2O -Emissionen in verschiedenen Bodenbearbeitungssystemen erheblich von der Durchlüftung des Bodens abhängen. Schlechter durchlüftete Böden zeigten bei Felduntersuchungen deutlich höhere N_2O -Emissionen als gut durchlüftete Böden.

Die vorangestellte Literaturschau zeigt, dass die Frage nach der Höhe der N_2O - und CO_2 -Emissionen in verschiedenen Bodenbearbeitungssystemen nicht abschließend beantwortet werden kann. Es ist jedoch davon auszugehen, dass von der verminderten Bodenbearbeitung bis hin zu Direktsaatverfahren geringere Potenziale zur THG-Minderung zu erwarten sind als vielfach behauptet. Abschließend sei darauf hingewiesen, dass pfluglose Anbausysteme besondere Vorteile für den Schutz des Bodens vor Erosion aufweisen (DIEPENBROCK et al. 2012, BAKER et al. 2007), sodass eine verminderte Bodenbearbeitung ungeachtet des Aspekts der THG-Minderung sinnvoll und sogar notwendig sein kann.

2.2.3 Stickstoffdüngung

Seit mehr als 100 Jahren werden mithilfe des Haber-Bosch-Verfahrens aus dem N_2 der Luft mineralische N-Düngemittel für die Landwirtschaft hergestellt (ERISMAN et al. 2008). Der Produktionsprozess ist mit einem hohen Aufwand an fossiler Energie und letztendlich mit hohen THG-Emissionen verbunden (RAZON 2014). Folglich ist der Einsatz mineralischer N-Düngemittel in der Landwirtschaft bereits vor der eigentlichen Anwendung auf dem Feld mit hohen, aus der Produktion stammenden Vorleistungsemissionen verbunden. BENNETZEN et al. (2016) kommen außerdem zu dem Schluss, dass sich die THG-Emissionen aus der Anwendung von Düngemitteln in den letzten Jahrzehnten weltweit verdreifacht haben.

Der überwiegende Teil (86 %) der Lachgasemissionen in Deutschland stammen aus den landwirtschaftlich genutzten Böden (Abbildung 2). Einer der Hauptverursacher von N_2O -Emissionen ist die Anwendung landwirtschaftlicher N-Düngemittel. In Deutschland sind etwa 30 % der N_2O -Emissionen auf den Einsatz von Mineraldüngern, 23 % auf die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sowie 12 % auf Ernterückstände zurückzuführen (UBA 2016).

Vereinfachend wird zur Berechnung von Lachgas-Emissionen aus der N-Düngung vielfach davon ausgegangen, dass nach IPCC (2006) konstant 1 % ($0,01 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}_2\text{O-N}$) des Stickstoffs aus Mineral- und Wirtschaftsdünger sowie Ernterückständen als direkte N_2O -Emissionen klimawirksam werden (vgl. HAENEL et al. 2015; SHCHERBAK et al. 2014; KÜSTERMANN et al. 2013). REES et al. (2014) konnten anhand einer Vielzahl von Feldmessungen in Europa höhere N_2O -Emissionen als nach IPCC (2006) beobachten. Bei genauerer Betrachtung der einzelnen Feldversuche zeigt sich, dass zwischen den Versuchsstandorten deutliche Unterschiede in der Höhe der N_2O -Emissionen bestehen. Modellierungen von DECHOW & FREIBAUER (2011) geben für Deutschland mit 0,91 % ($0,0091 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}_2\text{O-N}$) einen etwas geringeren mittleren N_2O -Emissionsfaktor als den nach IPCC (2006) an. Die Autoren gehen davon aus, dass besonders in einigen Regionen Ostdeutschlands noch ein deutlich geringeres N_2O -Emissionspotenzial besteht.

Untersuchungen von TROST (2015) am Brandenburger Versuchsstandort Thyrow (Standortbeschreibung siehe Kapitel 3.1.1) haben gezeigt, dass die Verwendung des Emissionsfaktors nach IPCC (2006) zu einer deutlichen Überschätzung der direkten N_2O -Emissionen auf Sandboden führt. Bei Lachgasmessungen in einem Dauerfeldversuch bei differenzierter N-Düngung wurde im Mittel ein N_2O -Emissionsfaktor von $0,0037 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}_2\text{O-N}$ festgestellt. VAN GROENIGEN et al. (2004) und MARTINS et al. (2015) kommen übereinstimmend mit den Ergebnissen von TROST (2015) zu dem Schluss, dass die direkten N_2O -Emissionen aus der N-Düngung auf leichten Standorten mit dem IPCC-Faktor überschätzt werden. Untersuchungen von LEBENDER et al. (2014) auf Versuchsstandorten mit etwas höherem Tonanteil zeigten zudem ähnliche Ergebnisse. Bei mehrjährigen N_2O -Messungen im Winterweizenbestand an drei verschiedenen Standorten in Nord-Westdeutschland lag der ermittelte Emissionsfaktor mit $0,0038 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}_2\text{O-N}$ ebenfalls nur bei etwa einem Drittel des Lachgas-Emissionsfaktors nach IPCC (2006). Nach FREIBAUER & KALTSCHMITT (2003) sind bei mineralischen Ackerböden in Mitteleuropa die Höhe der N_2O -Emissionen und der Sandgehalt des Bodens negativ korreliert. KAVDIR et al. (2008) und TROST (2015) gehen

davon aus, dass auf Sandböden die N_2O -Emissionen überwiegend aus Nitrifikationsprozessen stammen. N_2O -Emissionen aus Denitrifikationsprozessen sind aufgrund der hohen Anteile an Grobporen und der geringen Feldkapazität von Sandböden demgegenüber von geringer Bedeutung.

Die bisher dargestellten, vereinfachten Ansätze zur Abschätzung der N_2O -Emissionen in Abhängigkeit der N-Düngung unterstellten einen linearen Zusammenhang. SHCHERBAK et al. (2014) konnten anhand von Feldversuchsergebnissen zeigen, dass die N_2O -Emissionen in Abhängigkeit der N-Düngung exponentiell ansteigen. Dafür wurden an 84 Standorten weltweit N_2O -Messungen bei differenzierter N-Düngung analysiert. Bei Bodennutzungssystemen mit geringem N-Input kam es bei der Anwendung des N_2O -Emissionsfaktors nach IPCC (2006) zur Überschätzung der N_2O -Emissionen von bis zu 25 %. Bei sehr hohen N-Düngergaben wurden je nach N-Input die Lachgas-Emissionen um mehr als 50 % unterschätzt. Auswertungen von KIM et al. (2013) zeigten einen plötzlichen Anstieg der N_2O -Emissionen, sobald die N-Aufnahmekapazität der Pflanze überschritten wurde.

Bei der Anwendung N-haltiger Düngemittel entstehen neben direkten auch indirekte Lachgasemissionen. Indirekte N_2O -Emissionen entstehen zum einen aus der Deposition von reaktivem Stickstoff sowie infolge von N-Auswaschung und Oberflächenabfluss. Die Deposition von reaktivem Stickstoff stammt zum überwiegenden Teil aus Ammoniakemissionen und nur zu einem geringen Teil aus NO-Emissionen. Die Höhe dieser indirekten N_2O -Emissionen aus reaktivem Stickstoff hängt dabei vor allem bei organischer N-Düngung maßgeblich vom Anwendungszeitpunkt, Form und Ausbringungstechnik des Stickstoffdüngers ab. Je schneller eine Einarbeitung organischer N-Düngemittel in den Boden erfolgt, umso weniger Ammoniakemissionen entstehen (OFFENBERGER et al. 2016, ALIG et al. 2015, WOLF et al. 2014, CHADWICK et al. 2011, VANDERZAAG et al. 2011, HAENEL et al. 2010).

Mit der organischen Düngung werden dem Boden neben Stickstoff, je nach Art des Düngemittels auch größere Mengen Kohlenstoff zugeführt (SAINJU et al. 2012; SMITH et al. 2007). Blume et al. (2010) schätzen beispielsweise die potenzielle Boden-C-Speicherung von Gülle und Stallmist, je nach regelmäßig ausgebrachter Menge, auf bis zu $1,4 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Nach FREIBAUER et al. (2004) besteht in der organischen Düngung einschließlich Ernteresten in Europa ein C-Speicherpotenzial im Boden von 0,3 bis $0,8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($1,1$ bis $2,9 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). KÖRSCHENS et al. (2012) gehen anhand von Auswertungen aus Dauerfeldversuchen davon aus, dass die Kohlenstoff-

Anreicherung durch die Düngung auf Ackerland eher gering ist. Die Anreicherung von C_{org} im Boden ist demnach grundsätzlich nur möglich, wenn sich der Kohlenstoffgehalt im Boden unterhalb des Gleichgewichtszustandes befindet. Bei MERBACH et al. (2013) zeigten sich bei differenzierter mineralischer und organischer Düngung in den mit Stalldung gedüngten Varianten die höchsten Kohlenstoffgehalte im Boden. ELLMER & BAUMECKER (2005) konnten anhand von Dauerfeldversuchs-Ergebnissen auf Sandböden durch die zusätzliche organische Düngung mit Stalldung eine Erhöhung im Humusgehalt um 50 % nachweisen. Gleichzeitig konnten damit, gegenüber den ausschließlich mineralisch gedüngten Varianten, Mehrerträge von über 25 % erzielt werden. SRINIVASARAO et al. (2014) konnten bei Auswertungen in einem Dauerfeldversuch in Indien mit der Erhöhung im Bodenkohlenstoffvorrat um $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ C}$, Mehrerträge von etwa 5 dt ha^{-1} im Getreideanbau beobachten.

Die Anwendung stickstoffhaltiger Düngemittel ist eine der bedeutendsten Ursachen landwirtschaftlich bedingter Treibhausgas-Emissionen. Insbesondere für die mineralische N-Düngung ergeben sich bedeutende THG-Minderungspotenziale (SAINJU 2016, GOGGIO et al. 2014, OSTERBURG et al. 2013, HILLIER et al. 2012, HILLIER et al. 2009). Der Beitrag reduzierter N-Düngung zur THG-Minderung hängt nach ALIG et al. (2015) aber maßgeblich von der damit verbundenen potentiellen Ertragsreduktion ab. FLESSA et al. (2012) kommen ebenfalls zu dem Schluss, dass das Ziel die Minderung ertragsbezogener und nicht flächenbezogener landwirtschaftlich bedingter Emissionen sein sollte, da es ansonsten lediglich zu einer Verlagerung der THG-Emissionen auf andere landwirtschaftliche Nutzflächen kommt. Die wissenschaftlichen Beiräte (WBAE & WBW 2016) schlussfolgern, auch unter dem Aspekt knapper werdender landwirtschaftlicher Flächen, die THG-Emissionen je Produkteinheit und nicht pro Flächeneinheit zu bewerten. In diesem Zusammenhang wird die Verbesserung der Stickstoffeffizienz der Düngung als wesentliche Maßnahme zur Minderung landwirtschaftlicher THG-Emissionen empfohlen. OSTERBURG et al. (2012) gehen davon aus, dass in der Verbesserung der N-Produktivität der Düngung und der Reduzierung von N-Überschüssen für Deutschland ein THG-Minderungspotenzial von jährlich 5,8 Mio. t $\text{CO}_2\text{-Äq.}$ besteht. Die Autoren nehmen an, dass dafür der N-Saldo im deutschen Agrarsektor um 20 kg ha^{-1} gesenkt werden müsste.

Abschließend ist davon auszugehen, dass die Stickstoffdüngung mit erheblichen THG-Emissionen auf Mineralböden verbunden ist und folglich eine Schlüsselrolle bei der Minderung landwirtschaftlicher THG-Emissionen einnimmt.

2.3 Methoden zur Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen aus Feldmessungen im Rahmen landwirtschaftlicher Treibhausgas-Bilanzen

Die Kalkulation landwirtschaftlicher Treibhausgase aus verschiedenen Quellen kann im Allgemeinen mithilfe vier unterschiedlicher Ansätze erfolgen. Dies ist neben der Durchführung von Feldmessungen, der Nutzung von Emissionsfaktoren, auch der Einsatz empirischer und prozessorientierter Modelle. Es besteht dabei die Möglichkeit für einzelne Aktivitätsdaten verschiedene Ansätze zu nutzen und bei der Erstellung von THG-Bilanzen zu kombinieren (WRI & WBCSD 2014).

Abbildung 3 zeigt die im Rahmen landwirtschaftlicher Ökobilanzen zur Verfügung stehenden Methoden zur Berücksichtigung von Veränderungen des organischen Kohlenstoffs im Boden (C_{org}).

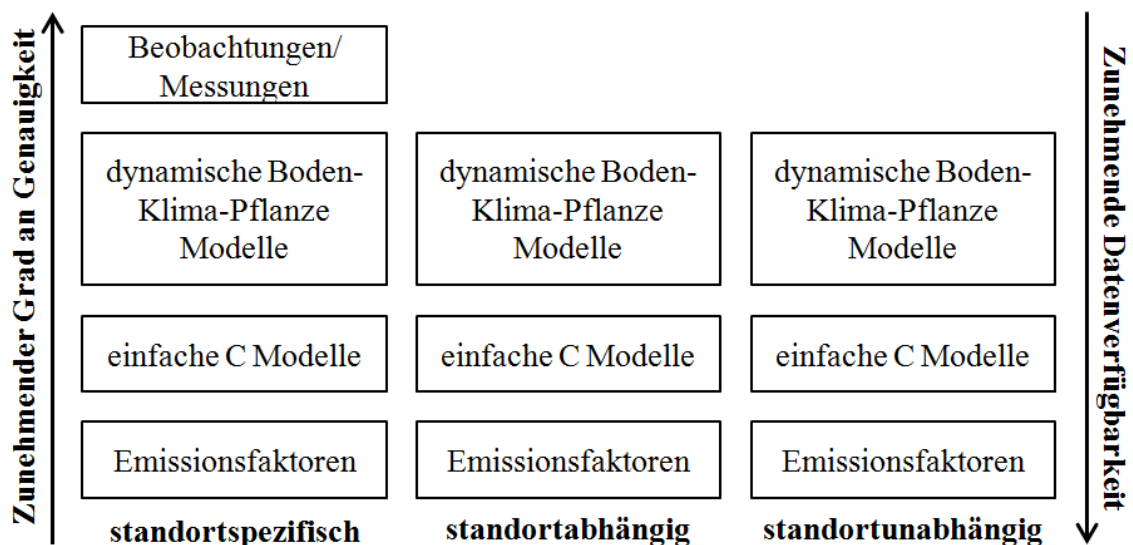


Abbildung 3: Methoden zur Berechnung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Rahmen landwirtschaftlicher Ökobilanzen (verändert nach GOGLIO et al. 2015)

Die Methoden unterscheiden sich je nach Anwendungsbereich. Für standortabhängige und standortunabhängige Berechnungen können sowohl Emissionsfaktoren und einfache Kohlenstoff-Modelle als auch dynamische Modelle genutzt werden. Für standortspezifische Berechnungen von C_{org} -Veränderungen können zusätzlich auch Beobachtungen oder Messdaten verwendet werden. Standortspezifische Messungen bieten im Vergleich zu den anderen verfügbaren Methoden den höchsten Grad an Genauigkeit, wenn diese über einen längeren Zeitraum durchgeführt werden. C_{org} -Messungen sind im Vergleich zu den übrigen Methoden sehr aufwändig und daher nur wenig verfügbar.

Dementsprechend selten sind Betrachtungen auf der Grundlage von Bodenkohlenstoff-Untersuchungen (GOGLIO et al. 2015).

GOGLIO et al. (2015), BRANDAO et al. (2013), PETERSON et al. (2013) und SANDERMAN & BALDOCK (2010) weisen übereinstimmend darauf hin, dass es im Rahmen landwirtschaftlicher Ökobilanzen gegenwärtig noch keine einheitliche, allgemein anerkannte Methode zur Einbeziehung von gemessenen Bodenkohlenstoff-Veränderungen bei landwirtschaftlich genutzten Böden gibt.

Nachfolgend werden die aktuell angewandten Methoden und Möglichkeiten zur Berücksichtigung von Kohlenstoffmessungen aus Feldversuchen im Rahmen landwirtschaftlicher THG-Bilanzen genauer betrachtet.

Die nationale Klimaberichterstattung in Deutschland unterstellt bei ackerbaulich genutzten Mineralböden gleich große Kohlenstoffein- und -austräge. Zwischen verschiedenen ackerbaulichen Nutzungssystemen wird im nationalen Treibhausgasinventar nicht differenziert, da anhand von Langzeitbeobachtungen in Deutschland keine schnellen Änderungen in Bodenbewirtschaftungs- und Managementmethoden erkennbar sind (UBA 2016). Im Rahmen der Richtlinien zur Erstellung nationaler Treibhausgasinventare beschreibt IPCC (2006) für Ackerland auf Mineralböden je nach verfügbaren Daten und Detailierungsgrad drei Ansätze (engl. tier 1-3) zur Kalkulation von C_{org} -Veränderungen. Für die Ansätze 1 und 2 können standardisierte Emissionsfaktoren verwendet werden, wohingegen nach Ansatz 3 neben Modellen auch Feldmessungen genutzt werden können (Smith et al. 2012, IPCC 2006). IPCC (2006) geht bei den Ansätzen 1 und 2 davon aus, dass sich nach einem Zeitraum von 20 Jahren nach Änderung der Bewirtschaftung ein neues Fließgleichgewicht im C_{org} eingestellt hat. SANDERMAN & BALDOCK (2010) weisen darauf hin, dass das Erreichen eines Fließgleichgewichtes im C_{org} -Vorrat je nach Standort und Bewirtschaftung sehr unterschiedlich sein und teilweise bis zu 100 Jahre dauern kann. KÖRSCHENS (2010) geht in Abhängigkeit der Standortbedingungen bis zum Erreichen eines Fließgleichgewichtes von C_{org} von 30 bis 70 Jahren aus. Für Ansatz 3 besteht auf der Basis von Feldmessungen deshalb auch die Möglichkeit, längere Untersuchungszeiträume zu verwenden.

Für die Berechnung der jährlichen Veränderungen im organischen Bodenkohlenstoff-Vorrat von Mineralböden ergibt sich nach IPCC (2006) folgende Gleichung (1):

$$(1) \quad \Delta C_{Mineral} = \frac{(Corg_0 - Corg_{(0-T)})}{T}$$

mit	$\Delta C_{\text{Mineral}}$	=	Jährliche Veränderung im organischen Bodenkohlenstoff von Mineralböden ($\text{t a}^{-1} \text{ C}$)
	$C_{\text{org}0}$	=	Organischer Kohlenstoffvorrat im letzten Untersuchungsjahr (t C)
	$C_{\text{org}(0-T)}$	=	Organischer Kohlenstoffvorrat zu Beginn der Untersuchung (t C)
	T	=	Anzahl der Jahre des Untersuchungszeitraumes (a)

Die jährliche Veränderung im C_{org} -Vorrat wird aus der Differenz der letzten C_{org} -Messung im Untersuchungszeitraum und der ersten, dividiert durch die Anzahl an Untersuchungsjahren ermittelt.

Weitere Details zum genauen Umgang mit C_{org} -Messungen im Rahmen von Treibhausgasinventaren werden bei IPCC (2006) nicht erläutert.

KÜSTERMANN et al. (2013) verwenden, den Vorgaben nach IPCC (2006) entsprechend, für die Berechnung der jährlichen THG-Emissionen bzw. Speicherung aus den C_{org} -Veränderungen, der Feldversuchsdauer entsprechend, einen 10-jährigen Untersuchungszeitraum, wobei einmalig erhobene C_{org} -Messungen zu Beginn und Ende der Untersuchungen genutzt werden. GAN et al. (2012) verwendeten in einem 25-jährigen Feldversuch ebenfalls die Differenzen einzelner Bodenuntersuchungen zu Beginn und Ende der Versuchsdauer, um den Einfluss jährlicher Bodenkohlenstoff-Veränderungen auf die Höhe der THG-Emissionen zu ermitteln. Nach KÖRSCHENS (2010) ist der Bodenkohlenstoff sowohl im Jahresverlauf als auch zwischen den Jahren von großen Schwankungen geprägt, sodass mit Einzelmessungen keine Aussagen zu Bodenkohlenstoff-Veränderungen getroffen werden können. Empfohlen wird deshalb, mehrere Messungen über einen längeren Untersuchungszeitraum zu berücksichtigen und zusätzlich über N-Messungen im Boden und das abgeleitete C:N-Verhältnis zu plausibilisieren.

Bei SAINJU et al. (2014) wurde in einem Feldversuch über einen Zeitraum von sechs Jahren jährlich der Bodenkohlenstoff bestimmt. In der THG-Bilanz wurden die jährlichen C_{org} -Veränderungen im Boden anschließend mithilfe der linearen Regression berücksichtigt.

Gan et al. (2014) berechneten hingegen die Änderungen im Bodenkohlenstoff-Vorrat anhand regelmäßiger C_{org} -Messungen über einen Untersuchungszeitraum von mehr als 30 Jahren. Im Durchschnitt wurden in den 30 Jahren alle zwei bis sechs Jahre die Bodenkohlenstoff-Veränderungen untersucht. Die jährlichen Bodenkohlenstoff-Änderungen wurden mithilfe der Differenz zweier aufeinanderfolgender Messungen, geteilt durch die Anzahl der Jahre zwischen den beiden Messungen, berechnet.

Bei SHANG et al. (2011) wurde in einem Dauerfeldversuch in China über einen Zeitraum von mehr als zehn Jahren alle ein bis zwei Jahre der Bodenkohlenstoffgehalt gemessen. Die jährlichen Bodenkohlenstoff-Veränderungen wurden in der THG-Bilanz mithilfe der logistischen Regressionsanalyse im Vergleich zur linearen Regression berücksichtigt. Die logistische und die lineare Regression zeigten keine signifikanten Unterschiede in den jährlichen Bodenkohlenstoff-Veränderungen. OBERHOLZER et al. (2014) beschrieben in einem 60-jährigen Dauerfeldversuch die Bodenkohlenstoff-Veränderung bei Änderung der Bewirtschaftung von Grünland zu Ackerland mittels linearer und exponentieller Funktionen. Beide Funktionen zeigten ähnliche Ergebnisse, wobei noch kein Fließgleichgewicht in den Varianten erreicht wurde.

PETERSON et al. (2013) weisen auf die besondere Bedeutung des betrachteten Zeithorizonts der Kohlenstoff-Veränderungen im Rahmen der THG-Bilanzierung hin. Typischerweise werden Treibhausgase ihrem Treibhauspotenzial (GWP) entsprechend über einen Zeitraum von 100 Jahren bilanziert. Konsequenterweise müsste dieser Zeithorizont auch für die Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen in der THG-Bilanz gelten. Ein zu kurzer Betrachtungszeitraum der Veränderungen der Bodenkohlenstoffgehalte würde die CO₂-Emissionen aus Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Vergleich zu anderen Treibhausgasen der THG-Gesamtbilanz überschätzen. Mit einem zu langen Zeithorizont wird dagegen die Bedeutung der Bodenkohlenstoffspeicherung zur Treibhausgasminderung unterschätzt.

Abschließend kann festgestellt werden, dass bisher eine Vielzahl methodischer Ansätze zur Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Rahmen von THG-Bilanzen existieren. Allerdings bestehen deutliche Unterschiede hinsichtlich der betrachteten Zeithorizonte, der Anzahl Bodenkohlenstoff-Untersuchungen sowie der angewandten Auswertungsmethode.

3 Material und Methoden

Ein Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit liegt in der landwirtschaftlichen Treibhausgasbilanzierung von Feldversuchen auf Sandböden unter Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen. Zusätzlich werden im Rahmen einer Fallstudie die THG-Emissionen in der landwirtschaftlichen Praxis analysiert. Im folgenden Kapitel werden das verwendete Datenmaterial sowie die angewandten Methoden detailliert beschrieben.

3.1 Dauerfeldversuche

Dauerfeldversuche sind statisch angelegte Feldversuche die mehr als 20 Jahre unverändert fortgesetzt werden (DIEPENBROCK et al. 2012). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit flossen Ergebnisse von Dauerfeldversuchen an den Brandenburger Standorten Thyrow und Groß Kreutz ein, die nachfolgend detaillierter erläutert werden.

3.1.1 Versuchsstandort Thyrow

Thyrow befindet sich südlich von Berlin im Landkreis Teltow Fläming des Bundeslandes Brandenburg bei 52° 16' nördlicher Breite und 13° 12' östlicher Länge auf einer Höhe von 40 m über NN.

3.1.1.1 Standortbeschreibung

Der Standort Thyrow ist durch Jahresniederschläge in Höhe von 510 mm bei einer mittleren Lufttemperatur von 9,2 °C im langjährigen Mittel 1981-2010 gekennzeichnet.

Tabelle 1: Standortbeschreibung des Versuchsstandortes Thyrow

Kennzahl	Einheit	Beschreibung
Naturraumeinheit		Teltow-Platte
Jahresniederschlag	mm	510
Mittlere Lufttemperatur	°C	9,2
Mittlere Ackerzahl		28-34
Trockenrohdichte	g cm ⁻³	1,62
Bodentyp		Fahlerde-Braunerde
Substrattyp		Sand über tiefem Lehm
Bodenart		Schwach schluffiger Sand (Su2)
Mittlere Bodeneigenschaften		
Ton, Schluff, Sand	%	3, 14, 83
C _{org}	%	0,52
Nutzbare Feldkapazität	Vol.-%	11,6

Quelle: Zusammenstellung nach TROST et al. (2014), DIEPENBROCK et al. (2012), MLUV (2009a)

Bei der Bodenart handelt es sich um einen schwach schluffigen Sandboden mit einer mittleren Ackerzahl von 28-34. Mit lediglich 3 % Ton und 14 % Schluff ist der Boden feinerdearm und durch niedrige Kohlenstoffgehalte sowie einer geringen Wasserspeicherkapazität gekennzeichnet (Tabelle 1).

3.1.1.2 Statischer Strohdüngungs- und Fruchtfolgeversuch

Der im Jahr 1976 am Standort Thyrow angelegte „Statische Strohdüngungs- und Fruchtfolgeversuch“ beschäftigt sich insbesondere mit den Auswirkungen eines zunehmenden Getreideanteils in der Fruchtfolge auf die Bodenfruchtbarkeit. Dazu wurden drei Felder mit jeweils unterschiedlicher Fruchtfolge (Getreideanteil) angelegt. Besonderheit in diesem Versuch ist, dass infolge vorangegangener organischer Düngung mit Stalldung die Bodenkohlenstoffgehalte deutlich angestiegen waren. Bis 1976 wurden im Mittel von vier Rotationsjahren $15 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an Stallmist ausgebracht. Infolgedessen lagen die Ausgangsgehalte bei etwa 0,7 % organischen Kohlenstoffs im Boden. Im Vergleich dazu weist das Zusatzprüfglied, welches seit 1937 ausschließlich mineralisch gedüngt wurde, einen C_{org} -Gehalt von 0,48 % auf. Alle Prüfglieder sind zweifach wiederholt (SCHWEITZER et al. 2015, GÄBERT 2009). In allen drei vierfeldrigen Fruchtfolgen wird Sommergerste und Winterroggen angebaut (Tabelle 2).

Tabelle 2: Fruchtfolgen und Prüffaktorstufen ab 1999 im Feldversuch am Standort Thyrow

Fruchtfolge	50 % Getreide	75 % Getreide	100 % Getreide
	I	II	III
	Silomais Sommergerste Kartoffeln Winterroggen	Silomais Sommergerste Winterroggen Winterroggen	Wintergerste Sommergerste ¹⁾ Hafer Winterroggen
Strohdüngung	a1 ... ohne Stroh a2 ... Stroh nach Sommergerste und Winterroggen eingearbeitet		
Mineral-N-Düngung ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)	N1 (ohne)... 0 N2 (niedrig)... 40 / 60* N3 (ortsüblich)... 80 / 120* N4 erhöht)... 120 / 180*		
Zusatzprüfglieder	Z1 ohne organische Düngung seit 1972, ortsübliche N-Düngung (80 / 120*)		
	Z2 ohne organische Düngung seit 1937, ortsübliche N-Düngung (80 / 120*)		

¹⁾ Sommergerste nach Sommer-Zwischenfruchtanbau mit $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ bei b2 bis b4

* höhere N-Gaben zur Fruchtart Silomais und Kartoffel.

Quelle: verändert nach SCHWEITZER et al. 2015

Die Blattfrucht Silomais wird in der reinen Getreidefolge durch die Halmfrucht Wintergerste ersetzt. Mit zunehmendem Getreideanteil in der Fruchtfolge wird anstelle von Kartoffeln Winterroggen beziehungsweise Hafer angebaut. Bei den Prüfgliedern mit Strohdüngung wird das Stroh von Sommergerste und Winterroggen in den Boden eingearbeitet. In jeder Fruchtfolge werden vier unterschiedliche Düngungsstufen untersucht. Neben der ausbleibenden Mineral-N-Düngung (N1) werden in der höchsten N-Düngungsstufe (N4) $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$ zur Halmfrucht bzw. $180 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$ zur Blattfrucht gedüngt. Der Dauerfeldversuch enthält außerdem zwei Zusatzprüfglieder, die in jeder der drei Fruchtfolgen geprüft werden. Zusatzprüfglied 1 wird seit 1972 und das Zusatzprüfglied 2 bereits seit 1937 nicht mehr organisch gedüngt. Die mineralische N-Düngung entspricht in den Zusatzprüfgliedern der ortsüblichen N-Düngung der Düngungsstufe N3. Die Kalkung erfolgt in allen Prüfgliedern entsprechend den Empfehlungen nach VDLUFA (2000).

Datenaufbereitung

Ausgewertet werden im Rahmen dieser Arbeit zwei aufeinanderfolgende vollständige Fruchtfolgerotationen der Erntejahre 2002-2009. Die Auswertung eines aktuelleren, beziehungsweise längeren Versuchszeitraumes war nicht möglich, weil mit dem Erntejahr 2010 Zwischenfrüchte mit zusätzlicher Mineral-N Düngung in die Fruchtfolgen I und II integriert wurden. Die zusätzliche Berücksichtigung einer früheren Fruchtfolgerotation war ebenfalls nicht möglich, weil die Höhe der N-Düngung einzelner Prüfglieder verändert wurde. Auf eine Auswertung über längere Versuchszeiträume wird daher verzichtet. Folglich beschäftigt sich die vorliegende Arbeit mit dem Untersuchungszeitraum 2002-2009, in welchem ein einheitliches Versuchsdesign gewährleistet ist.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden für den Feldversuch am Standort Thyrow Bodenkohlenstoffmessungen vor Versuchsbeginn der Jahre 1973 und 1974 sowie Analysen der Jahre 2002-2006 (nasse Veraschung nach DIN-ISO-19684-2) und 2007-2009 (trockene Veraschung nach DIN-ISO-10694-2) verwendet. Bei den Untersuchungen vor Versuchsbeginn handelt es sich um Mischproben der beiden Feldwiederholungen im jeweiligen Prüfglied. Für die Jahre 2006-2009 konnten hingegen Bodenproben der einzelnen Parzellen der Prüfglieder berücksichtigt werden. Den Ausführungen von TROST (2015) folgend ist davon auszugehen, dass der vollzogene Methodenwechsel ab 2007 von nasser hin zur trockenen Veraschung zur Bestimmung der Bodenkohlenstoffgehal-

te, aufgrund des geringen Anteils an anorganischem Kohlenstoff in Form von Carbonaten vergleichbare Ergebnisse liefert.

Im Feldversuch werden seit Versuchsbeginn jährliche Bodenproben im Spätherbst gezogen. Die Probenahmetiefe von 20 cm entspricht dabei dem bearbeiteten AP-Horizont. Zur Kalkulation der Kohlenstoffvorräte im Boden sind neben den Kohlenstoffgehalten einzelner Prüfglieder auch die Trockenrohdichten (TRD) erforderlich.

Für den betrachteten Feldversuch am Standort Thyrow liegen keine Untersuchungen zur TRD einzelner Prüfglieder vor. Eine Möglichkeit wäre, die in Tabelle 1 angegebene TRD von $1,62 \text{ g cm}^{-3}$ einheitlich für alle Prüfglieder zu nutzen. Für den untersuchten Dauerfeldversuch am Standort Groß Kreutz (siehe Kapitel 3.1.2.2) wurden die Trockenrohdichten in der Ackerkrume mit der Funktion $\text{TRD} = 1,628e^{-0,084 \cdot \text{Ct-Gehalt}}$ ermittelt (ZIMMER et al., 2013). Untersuchungen in einem anderen Dauerfeldversuch am Standort Thyrow ergaben in Abhängigkeit des Bodenkohlenstoffgehaltes deutliche Schwankungen der TRD (GÄBERT 2014). Eine Abschätzung der TRD über den oben genannten Algorithmus berücksichtigt Schwankungen in Abhängigkeit des Bodenkohlenstoffgehaltes. Am Standort Groß Kreutz liegen außerdem ähnliche Bodenbedingungen wie am Standort Thyrow vor (Vgl. Kapitel 3.1.2.1 & 3.1.1.1). Aus diesem Grund werden die TRD für den Dauerfeldversuch am Standort Thyrow ebenfalls mit dem Algorithmus $\text{TRD} = 1,628e^{-0,084 \cdot \text{Ct-Gehalt}}$ kalkuliert.

In Anlehnung an die in der Schlagkartei des Versuches dokumentierten eingesetzten Maschinen und Arbeitsgeräte wurden für die Kalkulation der Dieserverbräuche der einzelnen Arbeitsverfahren der angebauten Fruchtarten die in Tabelle A 4 angegebenen praxisüblichen Maschinen und Arbeitsverfahren unterstellt. Die Dieserverbräuche wurden ertragsabhängig mithilfe der nach LVL (2011) ermittelten Zusammenhänge kalkuliert. Grundlage waren die jährlich in den Ernteparzellen der Prüfglieder ermittelten Erträge je Fruchtart.

3.1.1.3 Statistische Datenanalyse

Die statistische Datenauswertung erfolgte mit der Statistiksoftware SAS Version 9.4 und der Prozedur MIXED. C-Vorräte, GE-Erträge sowie THG-Emissionen wurden auf der Basis der Rotationsmittelwerte je Parzelle berechnet. Die Mittelwertvergleiche wurden mittels ANOVA (F-Test und anschließendem TUKEY-Kramer Test) durchgeführt. Dabei betrug die Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha < 0,05$.

Bedingt durch den Versuchsaufbau ist es aus Sicht der statistischen Datenauswertung nicht möglich, auch statistisch abgesicherte Aussagen zwischen den drei Fruchtfolgen zu treffen. Da jedoch ausgerechnet diese Fragestellung aus wissenschaftlicher Sicht von besonderem Interesse ist, erfolgt im Rahmen der vorliegenden Arbeit dennoch ein Vergleich zwischen den drei Fruchtfolgen in den Prüfgliedern ohne Mineral-N. Dies dient lediglich dazu, Tendenzen aufzuzeigen und weiteren Forschungsbedarf abzuleiten.

3.1.2 Versuchsstandort Groß Kreutz

Groß Kreutz liegt im Landkreis Potsdam Mittelmark des Landes Brandenburg bei 52° 24' nördlicher Breite und 12° 47' östlicher Länge auf einer Höhe von 33 m über NN.

3.1.2.1 Standortbeschreibung

Der Versuchsstandort liegt 42 Meter über NN, ist durch eine mittlere Jahrestemperatur von 8,9 °C und einem mittleren Jahresniederschlag von 537 mm im langjährigen Mittel 1981-2010 gekennzeichnet (Tabelle 3).

Tabelle 3: Standortbeschreibung des Versuchsstandortes Groß Kreutz

Kennzahl	Einheit	Beschreibung
Naturraumeinheit		Lehniner Land
Jahresniederschlag	mm	537
Mittlere Lufttemperatur	°C	8,9
Mittlere Ackerzahl		40/42
Bodentyp		Fahlerde
Substrattyp		Sand über Lehm
Bodenart		Stark schluffiger Sand
Mittlere Bodeneigenschaften		
Ton, Schluff, Sand	%	6, 44, 50
C _{org}	%	0,65
Nutzbare Feldkapazität	Vol.-%	12,4

Quelle: verändert nach ZIMMER & KLEPATZKI (2017b), MLUV (2009a)

Bei der Bodenart handelt es sich um einen stark schluffigen Sandboden (Su4) mit einer Ackerzahl von 40/42.

3.1.2.2 Statischer Stickstoff-Kombinationsversuch

Bei dem 1967 angelegten Versuch handelt es sich um einen randomisierten 2-faktoriellen N-Kombinationsversuch mit 4 Wiederholungen. Prüffaktoren sind steigende mineralische N-Düngung mit Kalkammonsalpeter (KAS) sowie steigende organische N-Düngung mit Stalldung (jeweils 0, 50, 100, 150, 200 kg ha⁻¹ a⁻¹ N) einschließlich

deren Kombinationen (Tabelle 4). Ziel ist es, die Wirkung organischer und mineralischer Stickstoffdüngung auf den Pflanzenertrag und die Bodeneigenschaften zu untersuchen (MLUV 2009a).

Tabelle 4: Organisch-Mineralische Stickstoffdüngung der Prüfglieder im Stickstoff-Kombinationsversuch am Standort Groß Kreutz (Fruchtfolgemittel, kg ha⁻¹ a⁻¹ N)

N-Düngungskombination					
Prüffaktor A Stalldung-N (kg ha ⁻¹ a ⁻¹ N)	Prüffaktor B Mineral-N (kg ha ⁻¹ a ⁻¹ N)				
	0	50	100	150	200
0	0	50	100	150	200
50	50	100	150	200	250
100	100	150	200	250	300
150	150	200	250	300	350
200	200	250	300	350	400

In allen Prüfgliedern erfolgt die Kalkung entsprechend den Empfehlungen nach VDLUFA (2000). Zusätzlich findet in allen Prüfgliedern, außer der Nullvariante eine mineralische Grunddüngung mit 60 kg ha⁻¹ P und 240 kg ha⁻¹ K jeweils zu Silomais (MLUV 2009a) statt.

Datenaufbereitung

Im Rahmen dieser Arbeit wurden die Ertragsdaten des Zeitraumes 2001-2010 (Silomais, Winterroggen-Korn und -Stroh) sowie die Änderungen der Bodenkohlenstoffgehalte seit Versuchsbeginn aus dem Datenpool des Versuches genutzt (KLEPATZKI et al. 2015, ZIMMER 2014, MLUV 2009a). Im Versuch liegen keine, nach Prüfgliedern differenzierten Analysen zur Trockenrohdichte vor. Die C-Vorräte wurden deshalb, wie auch am Standort Thyrow, mithilfe der nach ZIMMER et al. (2013) beschriebenen Beziehung $TRD = 1,628e^{-0,084 \cdot C\text{-Gehalt}}$ berechnet. Die Bodenbearbeitung im Dauerfeldversuch erfolgt seit Versuchsbeginn mit dem Pflug, wobei ab 1979/80 die Bodenbearbeitungstiefe von 25 auf 30 cm erhöht wurde. Mit der bei ZIMMER et al. (2013) beschriebenen Vorgehensweise für den Dauerfeldversuch am Standort Groß Kreutz konnten einheitliche C-Vorräte für 0-30 cm Bodentiefe kalkuliert werden. Laut BGR (2005) ist der Standort Groß Kreutz als carbonatfrei einzustufen. Aus diesem Grund ist in diesem Versuch der Gesamtkohlenstoff im Boden gleich dem organischen Bodenkohlenstoff.

Die im Feldversuch eingesetzten Maschinen und Arbeitsgeräte wurden anhand praxisüblicher Bewirtschaftungsverfahren mithilfe der Excel-Version der Datensammlung zur Betriebsplanung im Land Brandenburg (LVLf 2011, MIL 2010) kalkuliert. Zur Berücksichtigung der Dieselverbräuche in Abhängigkeit des Ertrages wurden die Durch-

schnittserträge der Erntejahre 2001-2010 der verschiedenen Prüfglieder genutzt. In Tabelle A 3 sind die kalkulierten agrotechnischen Verfahren der beiden Fruchtarten Silomais und Winterroggen dargestellt. Dabei wurden die im Feldversuch angewandten Verfahren soweit wie möglich berücksichtigt.

3.1.2.3 Statistische Datenanalyse

Die statistische Datenanalyse nach ZIMMER (2016) erfolgte entsprechend der Versuchsanlage als Zweisatzgitter mit doppelter Anlage für die Merkmale GE-Ertrag, Bodenkohlenstoffvorrat und THG-Emissionen je Produkteinheit mit der Statistiksoftware SAS 9.2-Prozedur Proc Mixed. Anhand des AIC-Wertes (smaller is better) erfolgte die Auswahl des jeweils am besten angepassten Modells. Der Vergleich der Parzellenmittelwerte wurde mittels F-Test und anschließendem Mittelwertvergleich im Tukey-Test mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha < 0,05$ (ANOVA) und unter Berücksichtigung von Normalverteilung und Homoskedastizität von Gruppenvarianzen durchgeführt.

3.2 Fallstudie (Agrarunternehmen im Land Brandenburg)

Grundlage für die nachfolgende Fallstudie sind die mehrjährigen Betriebsdaten im Ackerbau eines landwirtschaftlichen Unternehmens. Nachstehend wird neben der Beschreibung des Betriebes, auch detailliert auf die berücksichtigten Daten sowie deren Aufbereitung eingegangen.

3.2.1 Betriebsbeschreibung

Das untersuchte Agrarunternehmen ist mit einer landwirtschaftlichen Nutzfläche von über 4000 ha einer der größten landwirtschaftlichen Betriebe in Brandenburg. Etwa 70 % der Fläche werden ackerbaulich mit Ackerzahlen von 17 bis 32 genutzt, wobei die mittlere Bodengüte bei Ackerzahl 23 liegt. Die restlichen 1200 ha sind Grünlandflächen. Die Böden reichen von sehr sandig, über lehmig, bis hin zu Moor- und grundwasserbeeinflussten Standorten. Die Jahresniederschläge betragen im Mittel 495 mm (SCHWEITZER & HIERATH 2010). Neben der Acker- und Grünlandbewirtschaftung ist die Milchproduktion mit fast 1000 Milchkühen und eigener Jungrinderaufzucht ein weiterer Schwerpunkt des Betriebes. Zusätzlich betreibt das Agrarunternehmen eine Biogasanlage mit einer elektrischen Gesamtleistung von 1800 Kilowatt.

Im Erntejahr 2014 wurde im Betrieb auf etwa einem Drittel der Ackerfläche Silo- und Körnermais angebaut (Abbildung 4). Winterroggen stand mit über 690 ha auf etwa 24 % der Ackerfläche, gefolgt von der Blattfrucht Winterraps mit einem Anbauumfang von 360 ha. Der Anteil von Wintertriticale lag im Erntejahr 2014 bei etwa 11 % der Ackerfläche. Auf etwa 5 % der Fläche wurde im Erntejahr 2014 keine Feldfrucht angebaut (LNoE = Landnutzung ohne Erzeugung).

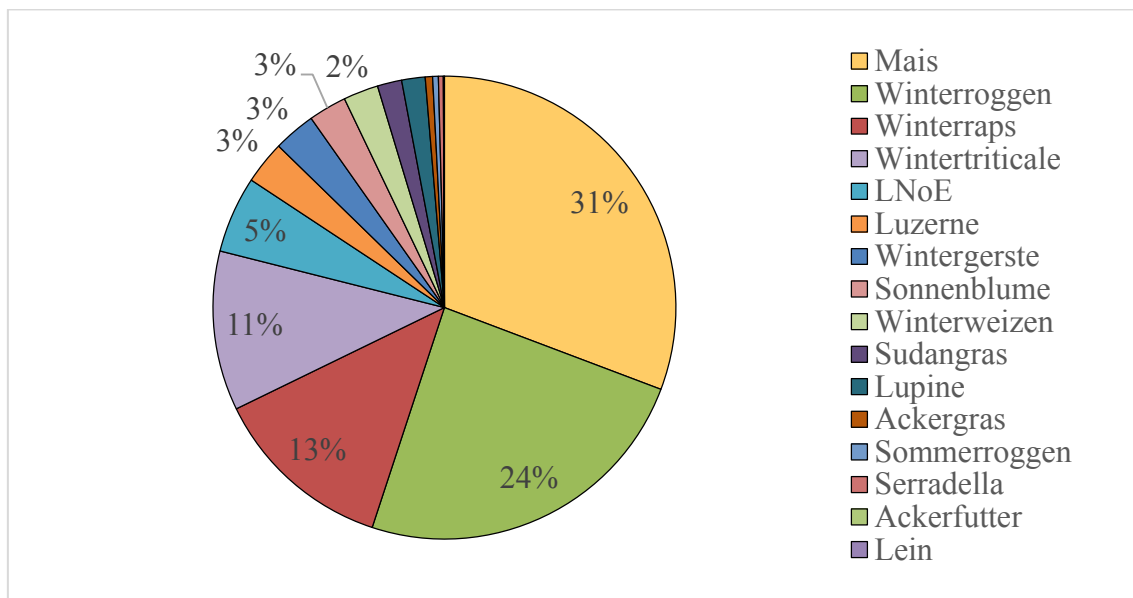


Abbildung 4: Ackerflächenverhältnis im untersuchten Agrarunternehmen im Erntejahr 2014

Luzerne, Wintergerste und Sonnenblume waren mit einem durchschnittlichen Anbauumfang von etwa 80 ha auf jeweils 3 % der Ackerfläche vertreten. Auf den verbleibenden 7 % der Ackerfläche wurden Winterweizen, Sudangras, Lupine, Ackergras, Sommerroggen, Serradella, Ackerfutter und Öllein angebaut. Insgesamt lag der Getreideanteil 2014 bei etwa 45 % der ackerbaulichen Nutzfläche. Auf etwa 37 % der Ackerfläche wurden Futterpflanzen für die betriebseigene Biogasanlage und die Viehhaltung angebaut. Für den untersuchten Landwirtschaftsbetrieb ergibt sich ein Blattfrucht-Halmfruchtverhältnis von 55:45 für das Erntejahr 2014.

Zusätzlich wurden im Erntejahr 2014 auf etwa 570 ha (20 % der Ackerfläche) eine Vielzahl an Winter- und Sommerzwischenfrüchten angebaut. Der Anbau von Zwischenfrüchten im untersuchten Agrarunternehmen wird zwar im Rahmen der Fallstudie nicht weiter untersucht, sollte jedoch aufgrund seines Anbauumfangs Gegenstand weiterer Untersuchungen zu Fragestellungen der Treibhausgasminde rung sein.

3.2.2 Datenanalyse und Datenaufbereitung

Im untersuchten Landwirtschaftsbetrieb werden alle durchgeführten agrotechnischen Maßnahmen schlagspezifisch elektronisch erfasst. Mithilfe dieser Daten konnte im Rahmen dieser Arbeit ein Modell zur Kalkulation der ackerbaulich bedingten Treibhausgase für die Erntejahre 2010-2014 in Microsoft Excel ® 2013 entwickelt werden. Ackergras, Serradella, Ackerfutter und Lein blieben aufgrund ihres geringen Anbauumfangs im Untersuchungszeitraum unberücksichtigt.

Basis für die Kalkulation einzelner agrotechnischer Maßnahmen je Flächeneinheit bildet bei einjährigen Kulturen die Aussaatfläche der jeweiligen Fruchtart. Damit wird sichergestellt, dass witterungsbedingt nicht beerntbare Flächenanteile in die Emissionsberechnung einbezogen werden. Bei der mehrjährig angebauten Luzerne wird die durchschnittliche Erntefläche des jeweiligen Erntejahres zu Grunde gelegt.

Im Rahmen der Fallstudie standen für jedes Arbeitsverfahren betriebliche Messdaten zum Dieselkraftstoffverbrauch zur Verfügung. Es handelt sich dabei um einmalig im Jahr 2014 erfasste Dieserverbrauchswerte für alle im Betrieb eingesetzten Maschinen und deren Kombinationen mit Arbeitsgeräten. Mithilfe dieser Betriebsdaten konnten für alle agrotechnischen Maßnahmen der Fruchtarten in den Erntejahren 2010 bis 2014 betriebsindividuelle Dieselkraftstoffverbräuche kalkuliert werden. Einzelne Maschinen und Arbeitsgeräte wurden im Verlauf des Untersuchungszeitraumes 2010 bis 2014 durch neuere Betriebstechnik ersetzt. Für diese im Jahr 2014 bereits ersetzten Maschinen und Arbeitsgeräte wurden die im Betrieb verfügbaren Dieserverbrauchswerte gleicher Leistungskategorien aus dem Jahr 2014 unterstellt.

Die im Betrieb eingesetzten organischen Düngemittel werden kurz vor der Ausbringung auf ihre Nährstoffgehalte untersucht. Zur Kalkulation der Emissionen aus der organischen Düngung konnten die aus den eingesetzten organischen Düngemitteln analysierten N-Gehalte genutzt werden. Es handelt sich demnach um Bruttowerte, ohne Abzug von Ausbringungsverlusten.

Datenaufbereitung

Datenbasis für die Kalkulation der Deckungsbeiträge (DB) sind die im Rahmen der vorliegenden Arbeit erfassten Betriebsdaten und die Verknüpfung mit eigenen betriebswirtschaftlichen Berechnungen auf Basis von Buchführungsdaten. Es handelt sich dabei nach MUBHOFF & HIRSCHAUER (2011) um einfache Deckungsbeitragsrechnungen, bei denen von den Leistungen der betrachteten Fruchtart die variablen Kosten abgezogen

werden. Die Kalkulation einfacher DB bietet die Möglichkeit ein optimales Produktionsprogramm zu bestimmen.

Für die Kalkulation von Szenarien zur Treibhausgas-Minderung wurden nur Feldfrüchte des Agrarunternehmens berücksichtigt, die über den gesamten fünfjährigen Untersuchungszeitraum (2010 bis 2014) angebaut wurden. Im Mittel sind dies 2498 ha Ackerfläche. Die Berücksichtigung von Feldfrüchten mit einem Anbauzeitraum kleiner fünf Jahre hätte zur Folge, dass eine Verzerrung der Ergebnisse durch den Einfluss der Jahreswitterung und letztendlich dem Flächenertrag nicht ausgeschlossen werden könnte. Bei der Szenarien-Rechnung entfallen demnach die Feldfrüchte Erbse, Sonnenblume, Sudangras, GPS und Winterweizen aufgrund fehlender Erntejahre. Das Ausschließen dieser Feldfrüchte aus der Kalkulation von Szenarien zur Treibhausgasminde- rung kann als unproblematisch angesehen werden, da diese Feldfrüchte entweder aufgrund der Höhe der Emissionen nicht zu einer Verringerung der Gesamtemissionen beitragen würden, oder aber ähnliche Fruchtarten zur Kalkulation zur Verfügung stehen. Lediglich bei der Fruchtart Sonnenblume kann ein positiver Beitrag zur Treibhausgasminde- rung im Betrieb nicht ausgeschlossen werden. Dies sollte deshalb Inhalt weiterer Unter- suchungen mit mehrjährigen Ertragsdaten sein. Die Szenarien zur Treibhausgasminde- rung im untersuchten Agrarunternehmen konnten mithilfe eines eigens dafür erstellten Linearen Programmierungsmodells berechnet werden. Die Erstellung des aus der Öko- nomie stammenden Modellansatzes, erfolgte nach den Vorgaben von MUBHOFF & HIR- SCHAUER (2011) in Microsoft Excel ® 2013 mithilfe der Solver-Funktion.

3.3 Erstellung landwirtschaftlicher Treibhausgasbilanzen im Acker- bau

Deutschland hat sich im Rahmen der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen verpflichtet, regelmäßige nationale Treibhausgasinventare zu erstellen. Die Erstellung nationaler Treibhausgasinventare dient dabei vorrangig der Erfolgskontrolle von Ver- pflichtungen zur Treibhausgasminde- rung (RÖSEMANN et al. 2015). Die methodischen Vorschriften zur Inventarerstellung auf nationaler Ebene werden im Wesentlichen durch das „Intergovernmental Panel on Climate Change“ (IPCC) festgelegt. Damit soll unter anderem die Vergleichbarkeit und die Genauigkeit der Treibhausgasinventare verschie- dener Staaten sichergestellt werden (UBA 2014). Die Berechnung des landwirtschaftli- chen Treibhausgasinventars wird in Deutschland beim Johann Heinrich von Thünen- Institut bis zur Berichterstattung im Jahr 2014 nach den Vorgaben der IPCC Guidelines

von 1996 und 2006 (IPCC 1996 und 2006), der Good Practice Guidance (IPCC 2000) und für Ammoniak mithilfe des Emission Inventory Guidebook 2009 (EMEP 2009) durchgeführt (HAENEL et al. 2014). Für die Berichterstattung ab dem Jahr 2015 wurde auf die Vorgaben der IPCC Guidelines 2006 und das Emission Inventory Guidebook von 2013 (EMEP 2013) umgestellt (RÖSEMANN et al. 2015).

Eine der effektivsten und am meisten angewandten Methoden zur Erstellung von Treibhausgasbilanzen ist die des Life Cycle Assessment (LCA) (NIERO et al. 2015). LCA wird auch als Ökobilanz oder Lebenszyklusanalyse bezeichnet. Anhand von Ökobilanzen können sowohl direkte als auch indirekte potenzielle Umweltwirkungen, wie beispielsweise bei der Herstellung von Produkten entstehende THG-Emissionen, untersucht werden (HERSENER et al. 2011, HAAS et al. 2000). ROSSIER und GAILLARD (2001) haben außerdem gezeigt, dass die Ökobilanzmethode auch auf der Ebene landwirtschaftlicher Betriebe anwendbar ist. Nach ISO 14040 (ISO 2006a) und der ISO 14044 (ISO 2006b) umfasst die Ökobilanz vier Phasen. Die vier Phasen sind die Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen, die Erstellung einer Sachbilanz, die Wirkungsabschätzung sowie eine abschließende Auswertung. Die Sachbilanz umfasst die für die Produktion benötigten Inputs und die den Betrieb verlassenden Outputs. Die erfassten Produktionsdaten (beispielsweise Saatgut, Maschinen und Ernteprodukte) können mit entsprechenden Emissionsmodellen verknüpft werden. Die Wirkungsabschätzung kann mehrere Wirkungskategorien (z.B. Treibhauspotenzial, Energiebedarf und Ökotoxizität) umfassen (HERSENER et al. 2011). Die vorliegende Arbeit beschränkt sich auf die Wirkungskategorie Treibhauspotenzial (GWP).

Zur Vergleichbarkeit der verschiedenen Klimagase (CO_2 , N_2O und CH_4) werden diese, ihrem Treibhauspotenzial (engl.: global warming potential = GWP) entsprechend, in CO_2 -Äquivalenten angegeben. Die im Rahmen von Ökobilanzen am meisten genutzte Zeitspanne für die Bewertung der Klimawirksamkeit von Treibhausgasen sind 100 Jahre (BRANDAO et al. 2013). Für N_2O beträgt das GWP 298 und für CH_4 25 (RÖSEMANN et al. 2015, UBA 2016).

In der vorliegenden Arbeit werden die Treibhausgasemissionen mithilfe von Ergebnissen aus Feldmessungen und Emissionsfaktoren bilanziert.

3.3.1 Systemgrenzen und funktionelle Einheit

Im Rahmen dieser Arbeit wird zwischen Emissionen aus Vorleistungen und Feldemissionen aus der ackerbaulichen Nutzung differenziert (Abbildung 5). Systemgrenze ist der landwirtschaftliche Betrieb bis zum Hoftor, wobei auch die Emissionen aus vorgelegerten Bereichen für eingesetzte Produktionsmittel berücksichtigt werden.

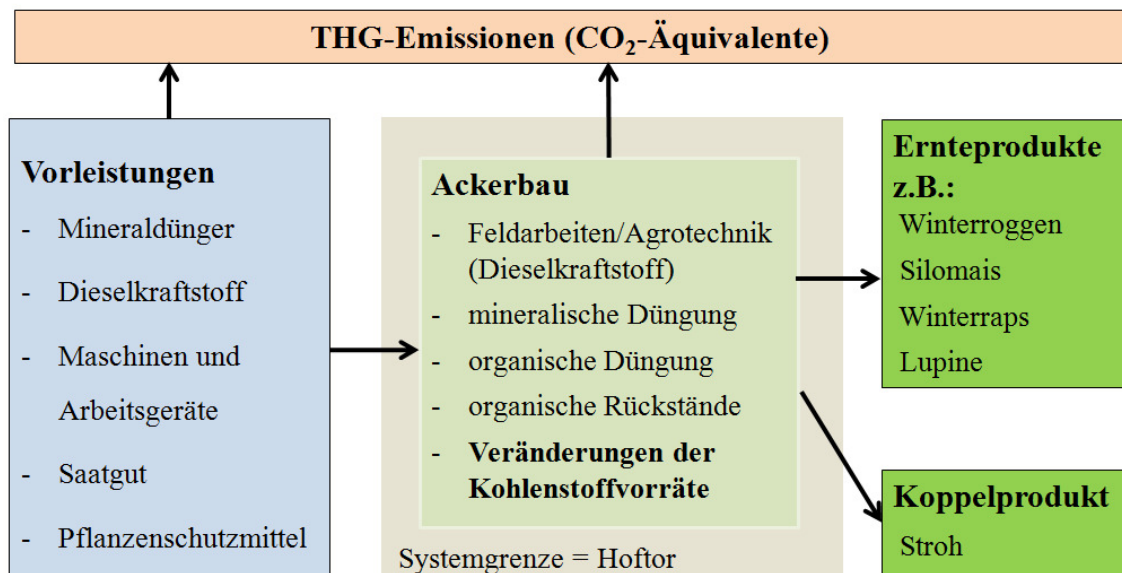


Abbildung 5: Systemgrenzen zur Treibhausgas-Bilanzierung im Ackerbau

Die Wahl der funktionellen Einheit im Rahmen der Ökobilanzierung ist abhängig vom Ziel der Untersuchungen. Neben der landwirtschaftlich genutzten Fläche wird im Rahmen dieser Arbeit zusätzlich der Flächenenertrag als eine produktive Funktion genutzt (Vgl. HERSENER et al. 2011). Damit ist es möglich den Bezug zwischen Produktivität der Fläche und Höhe der Treibhausgasemissionen herzustellen (ALIG et al. 2015). BRANKATSCHK & FINKBEINER (2014) empfehlen zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse im Rahmen landwirtschaftlicher Ökobilanzen die Kalkulation von Getreideeinheiten (GE) als produktive Einheit.

Mithilfe der Berechnung von GE ist es möglich, die Erträge unterschiedlicher Fruchtarten und Fruchtfolgen bei der Ökobilanzierung gegenüberzustellen. Dabei wird das Energieliefervermögen pflanzlicher Erzeugnisse mit dem von Futtergerste ins Verhältnis gesetzt. Für die Berechnung der GE existieren zwei unterschiedliche Ansätze. Zum einen sind dies die Berechnung der reinen Nahrungsmittelproduktion und zum anderen die der Bruttobodenleistung. Anders als bei der Nahrungsmittelproduktion werden bei der Kalkulation auf Basis der Bruttobodenproduktion auch die Ernterückstände, wie beispielsweise Stroh, in die Berechnung einbezogen (SCHULZE MÖNKING & KLAPP 2010). Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Bruttobodenproduktion der untersuchten

Fruchtarten und Fruchtfolgen als Getreideeinheiten (GE) kalkuliert. Die Berechnung der GE erfolgte nach dem Getreideeinheitenschlüssel (BMELV 2013). Basis für die Kalkulation von GE ist die Frischmasse der untersuchten Fruchtarten. Zur genauen Berechnung von GE-Erträgen ist es allerdings notwendig, die bei der ursprünglichen Kalkulation von GE unterstellten TS-Gehalte als Bezugsbasis zu kennen, da sich sonst Unterschiede in den Energiegehalten und damit der GE ergeben würden. Sowohl BMELV (2013) als auch SCHULZE MÖNKING & KLAPP (2010) enthalten dazu keine, oder nur sehr wenige Angaben. Lediglich für Silomais ist nach SCHULZE MÖNKING & KLAPP (2010) zur Kalkulation der GE ein TS-Gehalt von 35 % angegeben. Für alle übrigen Fruchtarten wurden deshalb die fehlenden Angaben zu TS-Gehalten im Getreideeinheitenschlüssel aus der DÜNGEVERORDNUNG (2007) unterstellt.

3.3.2 Vorleistungsemissionen

In die Berechnung der Treibhausgasbilanz werden Emissionen aus Vorleistungen bei der Herstellung und Produktion von Mineraldüngern, Dieselkraftstoff, Maschinen und Arbeitsgeräten, Saatgut sowie Pflanzenschutzmitteln einbezogen (Abbildung 5). Der in der vorliegenden Arbeit unterstellte Maschinen- und Technikeinsatz zur Kalkulation von Vorleistungsemissionen in den Dauerfeldversuchen wurde mithilfe der Excel-Version der Betriebsdatensammlung Brandenburg (LVLf 2011) ermittelt. Für die Kalkulation der Emissionen aus den Vorleistungen wurden die Emissionsfaktoren aus der Datenbank *Ecoinvent* des Schweizer Zentrums für Life Cycle Inventuren genutzt. Für die Herstellung von Kalkammonsalpeter (KAS) werden beispielsweise Vorleistungsemissionen von etwa $9,5 \text{ kg CO}_2\text{-Äq (kg N)}^{-1}$ berücksichtigt (WEIDEMA et al. 2013). Für den Einsatz organischer Düngemittel werden, den Vorgaben zur Erstellung von Energiebilanzen erneuerbarer Energieträger folgend (UBA 2014a), keine Vorleistungsemissionen berücksichtigt. Die Emissionen aus der Vorkette sind entsprechend der Systemgrenze dem Bereich der Tierhaltung zuzurechnen.

3.3.3 Feldemissionen

Grundlage für die Berechnung der THG-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung sind im Rahmen dieser Arbeit neben den Daten aus den Ackerschlagkarteien die Vorgaben des nationalen Treibhausgasinventars. Die vollständige Methodenbeschreibung des Treibhausinventars ist bei RÖSEMANN et al. (2015) dokumentiert. Abbildung 6 zeigt die bei der Treibhausgasbilanz einbezogenen Quellen und Emissionen aus

mit Stickstoff gedüngten und ungedüngten landwirtschaftlich genutzten Böden. Bei der Erstellung der Treibhausgasbilanz werden die Emissionen, RÖSEMANN et al. (2015) folgend, entsprechend den Vorgaben nach IPCC (2006), einzeln für die jeweiligen N-Emissionsquellen berechnet. Dies sind die mineralische und organische N-Düngung sowie Emissionen aus Ernterückständen.

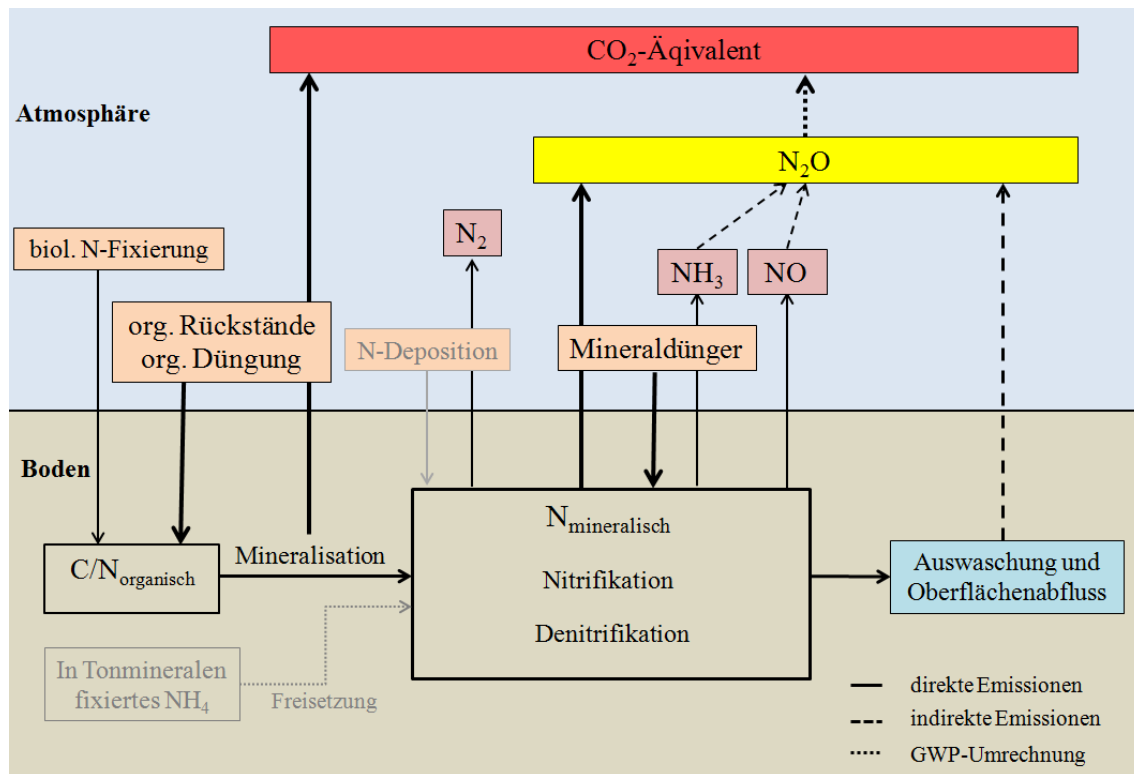


Abbildung 6: Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden (in Anlehnung an BLUME et al. 2010, S. 402 und RÖSEMANN et al. 2015)

Die biologische N-Fixierung aus dem Anbau von Leguminosen wird im Inventar über den N-Gehalt der anfallenden oberirdischen und unterirdischen Ernterückstände berücksichtigt (ROCHETTE & JANZEN 2005). Aus der Summe dieser N-Quellgruppen sowie dem bei der Kohlenstoffmineralisation freiwerdenden Stickstoff wird die im Boden verfügbare N-Menge berechnet, welche wiederum zur Berechnung indirekter Emissionen aus der N-Auswaschung benötigt wird. Von zentraler Bedeutung bei der Entstehung von klimawirksamen Treibhausgasen aus landwirtschaftlichen Böden sind die bei der Nitrifikation und Denitrifikation entstehenden direkten Lachgasemissionen. RÖSEMANN et al. (2015) folgend werden nur Emissionen der atmosphärischen Deposition aus reaktivem Stickstoff landwirtschaftlichen Ursprungs berücksichtigt. Weitere atmosphärisch bedingte N-Einträge nicht landwirtschaftlichen Ursprungs werden nicht in die Bilanz einbezogen. Schließlich werden alle berechneten N_2O -Emissionen mithilfe des bereits in Kapitel 3.3 beschriebenen GWP von 298 in CO_2 -Äquivalente umgerechnet, um eine

einheitliche Bezugsbasis zu erhalten. Lachgas-Emissionen entstehen bei der mikrobiellen Umsetzung (Nitrifikation und Denitrifikation) von N-Verbindungen. Im Bereich der N_2O -Emissionen wird zwischen direkten und indirekten Emissionen unterschieden. Direkte Lachgas-Emissionen entstehen bei der Ausbringung von Wirtschafts- und Mineraldüngern sowie aus Ernte- und Wurzelrückständen. Im nationalen Treibhausgasinventar (RÖSEMANN et al. 2015) werden die direkten N_2O -Emissionen mithilfe des Emissionsfaktors nach IPCC (2006) kalkuliert. Proportional zur verfügbaren N-Menge wird ein Faktor von $0,01 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}_2\text{O-N}$ genutzt. Für den Emissionsfaktor wird ein Unsicherheitsbereich von $0,003$ bis $0,03 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}_2\text{O-N}$ angegeben. Wie in Kapitel 2.2 gezeigt, ergeben sich je nach Standort teilweise erhebliche Unterschiede zu dem nach IPCC (2006) angegebenen N_2O -Emissionsfaktor. Auswertungen dieser Arbeit beschränken sich auf die Analyse und Bewertung von Treibhausgasbilanzen sandiger Ackerstandorte in Brandenburg. Deshalb wird im Rahmen dieser Arbeit der auf Sandboden ermittelte Emissionsfaktor nach TROST (2015) genutzt, welcher am unteren Ende des von IPCC (2006) angegebenen Unsicherheitsbereiches von $0,003 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}_2\text{O-N}$ liegt. Die direkten Lachgasemissionen können in Abhängigkeit der Standortfaktoren und der eingesetzten Agrotechnik allerdings durchaus unterschiedlich sein (vgl. Kapitel 2.2).

Eine Präzisierung des Lachgasemissionsfaktors für Sandböden erfordert gleichzeitig auch eine Anpassung von N_2 als Verlustglied. Nach RÖSEMANN et al. (2015) werden die N_2 -Emissionen in Analogie zu den direkten Lachgasemissionen im Verhältnis 1:7 kalkuliert. Demnach ergibt sich für N_2 rechnerisch ein Emissionsfaktor von $0,0259 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}_2\text{-N}$ für die hier betrachteten Sandböden.

Als Folge von Auswaschung und Oberflächenabfluss sowie aus der Deposition von reaktivem Stickstoff (NH_3 und NO) landwirtschaftlich genutzter Böden werden bei der Erstellung der THG-Bilanz indirekte Lachgasemissionen kalkuliert (RÖSEMANN et al. 2015). Die Höhe der indirekten Lachgasemissionen ist in Abhängigkeit der eingesetzten N-Düngemittel unterschiedlich (siehe Kapitel 3.3.3.1). Vereinfachend wird zur Kalkulation von Auswaschung und Oberflächenabfluss des Gesamt-N im Boden ein Faktor von $0,3 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$ unterstellt. In Tabelle A 2 sind die zur Berechnung des Treibhauspotenzials entsprechend angewendeten Parameter dargestellt.

In den folgenden Kapiteln (3.3.3.1 bis 3.3.3.4) wird die angewandte Methodik zur Kalkulation der Treibhausgase aus dem Einsatz von Mineral-N-Düngern, organischen N-Düngemitteln, Ernterückständen und der Mineralisierung organischer Bodensubstanz näher beschrieben.

3.3.3.1 Mineralische Stickstoff-Düngung

Abbildung 7 zeigt die beim Einsatz von Mineraldünger-N entstehenden Emissionen und angewendeten Emissionsfaktoren (EF). Bei der mineralischen N-Düngung, hier am Beispiel von Kalkammonsalpeter (KAS), sind NH_3 -, NO -, N_2O - und N_2 -Emissionen proportional zur N-Menge im ausgebrachten Dünger zu berechnen. Hinzu kommen CO_2 -Emissionen bei kalkhaltigen N-Düngemitteln. Bei der Berechnung der Emissionen werden die NH_3 -, NO -, N_2O - und N_2 -Emissionen parallel kalkuliert. Vor Kalkulation der Emissionen aus Auswaschung- und Oberflächenabfluss sind die gasförmigen N-Verluste aus NH_3 , NO , N_2O und N_2 von der mineralisch gedüngten N-Menge zu subtrahieren.

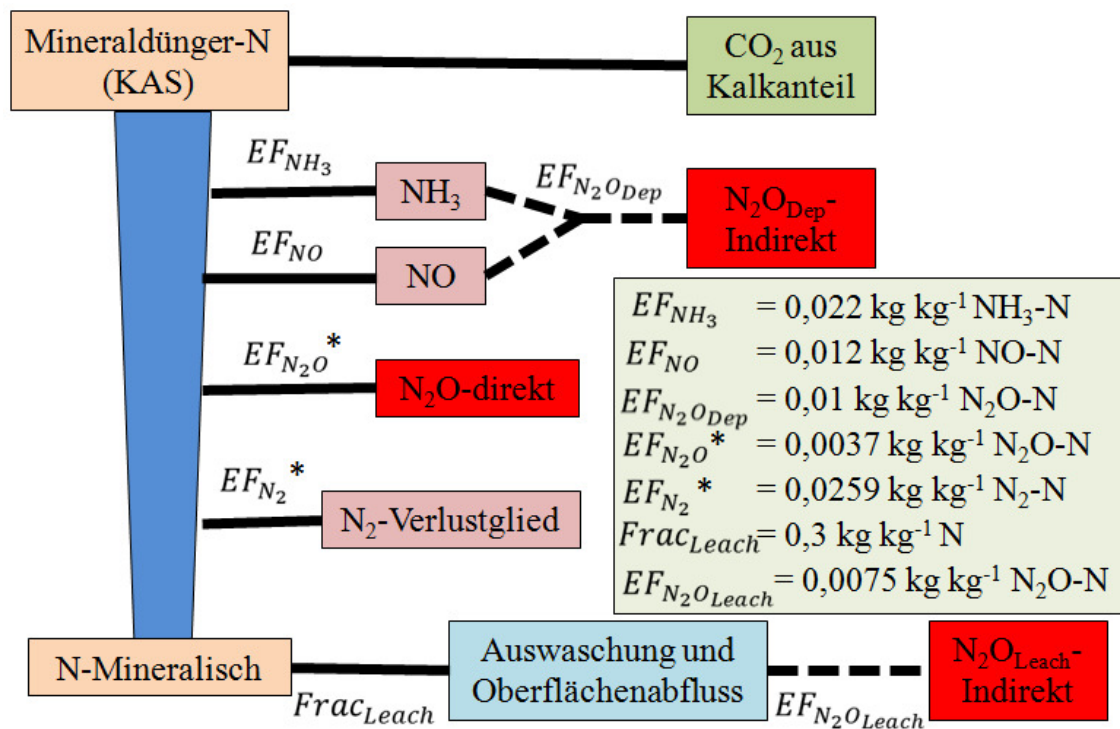


Abbildung 7: Emissionsquellen und Emissionsfaktoren (EF) bei der Anwendung von Mineralstickstoff am Beispiel von Kalkammonsalpeter (KAS) (Eigene Darstellung nach RÖSEMANN et al. (2015) und angepasste Emissionsfaktoren nach TROST (2015)*)

Für die verschiedenen N-Düngemittel entstehen NH_3 -Emissionen in unterschiedlicher Höhe. Bei Harnstoffdüngern liegen die NH_3 -Emissionen beispielsweise bei $0,243 \text{ kg kg}^{-1} \text{ NH}_3\text{-N}$ und damit um den Faktor 10 über denen von KAS. Zusätzlich entstehen bei der Anwendung von Harnstoff CO_2 -Emissionen (RÖSEMANN et al. 2015). Die übrigen N_2O - und N_2 -Emissionen sind wie bei KAS für alle N-Dünger proportional zur ausgebrachten N-Menge zu kalkulieren.

3.3.3.2 Organische Düngung

Wie in Abbildung 8 am Beispiel von Stalldung dargestellt, wird zur Kalkulation der Emissionen aus organischen Düngemitteln neben dem Gesamt-N-Gehalt im Wirtschaftsdünger auch der Anteil an Ammoniak-Stickstoff („total ammoniacal nitrogen“ = TAN) benötigt. Letzteres ist der Anteil am Gesamt-N im organischen Dünger, der für die Berechnung der Ammoniakemissionen benötigt wird. Bei der Ausbringung organischer Wirtschaftsdünger werden NH_3 -, NO -, N_2O - und N_2 -Emissionen kalkuliert. Die Höhe der entstehenden NH_3 -Emissionen ist stark von der Art des Düngers (TAN-Gehalt) sowie vom Ausbringungsverfahren der Wirtschaftsdünger abhängig (RÖSEMANN et al. 2015).

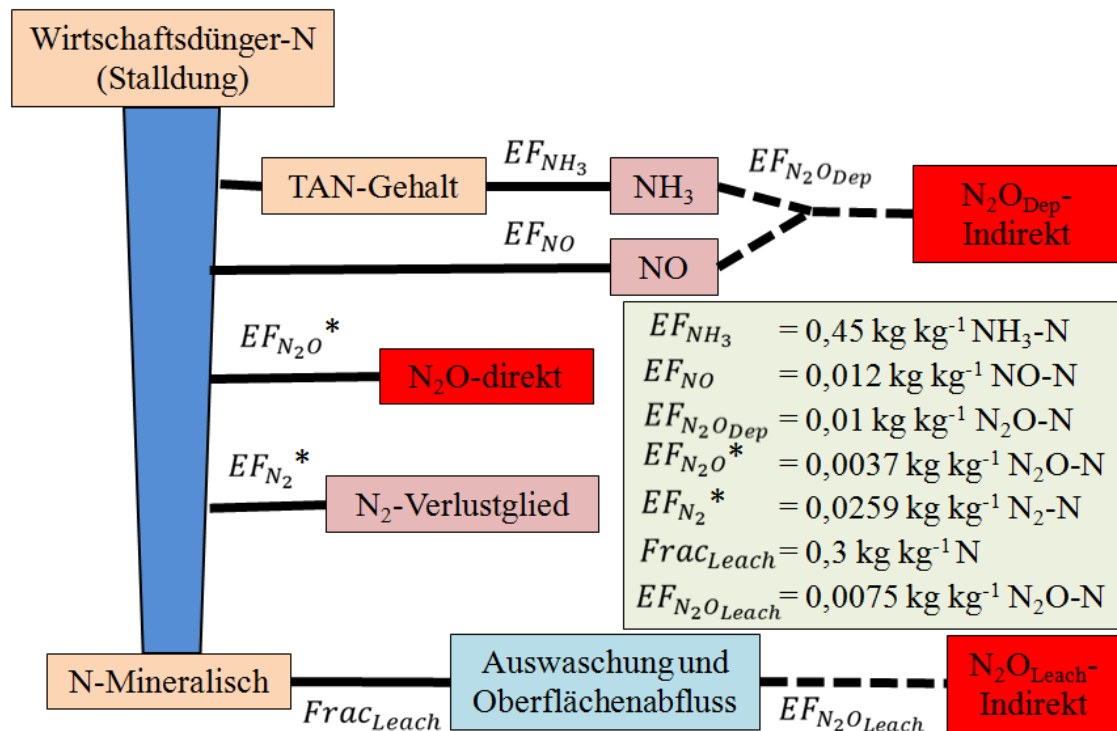


Abbildung 8: Emissionsquellen und Emissionsfaktoren (EF) bei der Anwendung von Wirtschaftsdüngern (Beispiel: Stalldung) (Eigene Darstellung nach RÖSEMANN et al. (2015) und angepasste Emissionsfaktoren nach TROST (2015)*)

In der vorliegenden Arbeit wird davon ausgegangen, dass feste Wirtschaftsdünger spätestens innerhalb von vier Stunden nach Ausbringung in den Boden eingearbeitet werden. Bei der Anwendung flüssiger Wirtschaftsdünger wird unterstellt, dass diese, wie im untersuchten Landwirtschaftsbetrieb dieser Arbeit (Kapitel 3.2) beschrieben, mittels Güllegrubber direkt in den Boden eingearbeitet werden. Im Vergleich aller Ausbringungs- und Einarbeitungsverfahren für flüssige organische N-Dünger weist die direkte

Einarbeitung in den Boden die geringsten gasförmigen NH_3 -Emissionen auf (DÖHLER & HORLACHER 2010).

3.3.3.3 Organische Rückstände

Neben den Emissionen aus dem Bereich der mineralischen und organischen N-Düngung werden in der THG-Bilanz Emissionen aus den Ernterückständen berechnet. Aus den N-Mengen der oberirdischen und unterirdischen Ernterückstände entstehen direkte N_2O -Emissionen, indirekte N_2O -Emissionen, bedingt durch Auswaschung und Oberflächenabfluss sowie N_2 -Emissionen als Verlustglied (Abbildung 9).

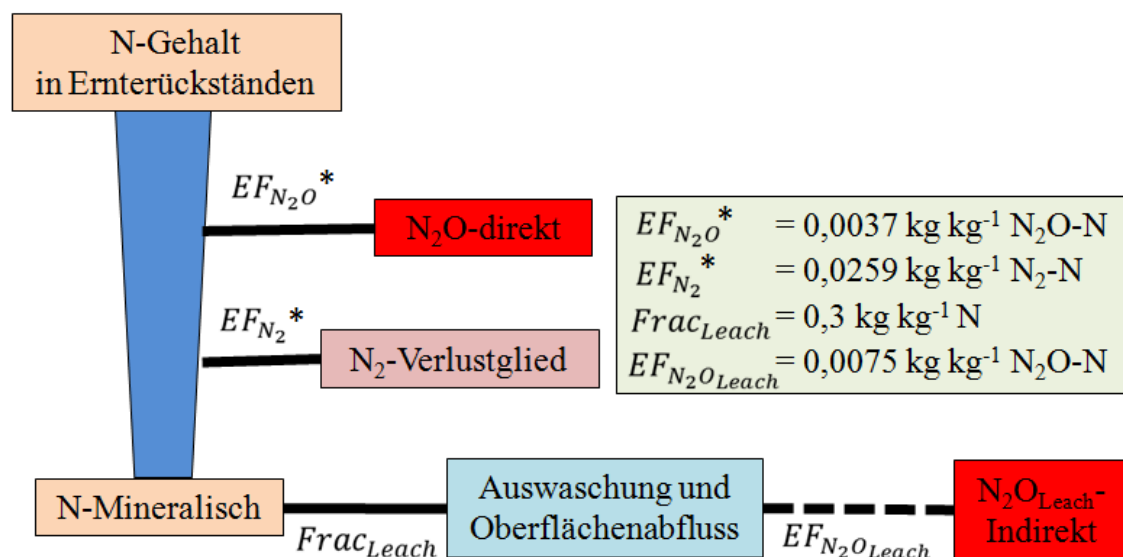


Abbildung 9: Emissionsquellen und Emissionsfaktoren (EF) aus Ernterückständen (Eigene Darstellung nach RÖSEMANN et al. (2015) und angepasste Emissionsfaktoren nach TROST (2015)*)

Zur Kalkulation der THG-Emissionen aus Ernterückständen werden neben den Ernteerträgen auch die N-Gehalte der auf der Fläche verbleibenden ober- und unterirdischen Ernterückstände benötigt. Bei RÖSEMANN et al. (2015) sind die zur Berechnung notwendigen N-Gehalte der Ernterückstände auf Basis der DÜNGEVERORDNUNG (2007) und IPCC (2006) differenziert nach Fruchtarten dargestellt. Diese Literaturdaten werden auch im Rahmen dieser Arbeit genutzt, da keine Untersuchungen zum N-Gehalt der Feldfrüchte der betrachteten Feldversuche sowie des Praxisbetriebes vorhanden sind (Tabelle A 1). Für die Fruchtarten Sudangras, Lieschkolbenschrot (LKS), Sonnenblume sowie Gelbsenf als Zwischenfrucht liefern die genutzten Literaturquellen keine Angaben zu den N-Gehalten der Ernterückstände. Aus diesem Grund werden für Sudangras die Werte von Silomais, für LKS die von Körnermais und für Sonnenblume und Gelbsenf die Angaben von Winterraps genutzt. Damit ist es möglich, die zur Emissi-

onsberechnung zu berücksichtigenden N-Gehalte der auf der Fläche verbleibenden oberirdischen und unterirdischen Ernterückstände zu ermitteln.

Mithilfe der Gleichungen 11.10 bis 11.15 nach RÖSEMANN et al. (2015, S. 331 f) und der Angaben in Tabelle A 1 können die N-Gehalte oberirdischer und unterirdischer Ernterückstände kalkuliert werden. Zu beachten ist, dass die N-Gehalte oberirdischer Ernterückstände sich auf Frischmasse und die N-Gehalte unterirdischer Ernterückstände auf Trockenmasse beziehen.

3.3.3.4 Organischer Kohlenstoff im Boden

Für die Berücksichtigung von Bodenkohlenstoffmessungen in landwirtschaftlichen THG-Bilanzen aus Feldversuchen existiert bisher keine einheitliche Methode (siehe Kapitel 2.3). Aus diesem Grund werden in der vorliegenden Arbeit bei der Erstellung von THG-Bilanzen auf der Basis von Dauerfeldversuchsdaten verschiedene methodische Ansätze zur Einbeziehung von C_{org} -Messungen geprüft.

Am Standort Thyrow liegen seit Versuchsbeginn jährliche Bodenkohlenstoff-Untersuchungen vor. In Tabelle 5 ist das methodische Vorgehen zur Untersuchung des Einflusses von Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Rahmen der THG-Bilanzierung am Standort Thyrow dargestellt. Der Ansatz 1 zeigt zur besseren Vergleichbarkeit die THG-Bilanzen im Mittel der Erntejahre 2002-2009 der einzelnen Prüfglieder ohne die Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen.

Tabelle 5: Methodisches Vorgehen zur Untersuchung des Einflusses von Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Rahmen der THG-Bilanzierung am Standort Thyrow

Ansatz	Beschreibung/Methodisches Vorgehen	Bilanzierungs- zeitraum C_{org}
1	Ohne Bodenkohlenstoff-Veränderungen	-
2	Kohlenstoff-Veränderungen seit Versuchsbeginn - Ansatz nach IPCC (2006) und modifiziert nach kritischen Anmerkungen von KÖRSCHENS (2010)	(Ø 1973-74) und (2002-09)

Beim Ansatz 2 werden die Ergebnisse aus den C_{org} -Messungen in den Feldversuchen nach der Vorgehensweise des IPCC (2006) bei der Kalkulation der THG-Emissionen berücksichtigt. Allerdings werden in Abhängigkeit des Versuchsdesigns nicht einzelne (siehe Gleichung 1, nach IPCC 2006), sondern den kritischen Anmerkungen von KÖRSCHENS (2010) folgend mehrere aufeinanderfolgende C_{org} -Untersuchungen mit einbezogen. Ausgangsbasis für die Kalkulation der Bodenkohlenstoff-Veränderungen zu

Versuchsbeginn sind Mittelwerte der Bodenkohlenstoff-Untersuchungen 1973-1974 und N-Düngungsstufen je Fruchtfolge. Für die Zusatzprüfglieder I und II werden hingegen die Mittelwerte 1973-1974 je Prüfglied genutzt (Tabelle A 5).

Tabelle 6 zeigt fünf untersuchte Ansätze und Vorgehensweisen mit unterschiedlichen Bilanzierungszeiträumen für den Bodenkohlenstoff im Dauerfeldversuch am Standort Groß Kreutz.

Tabelle 6: Betrachtete methodische Ansätze zur Untersuchung des Einflusses von Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Rahmen der THG-Bilanzierung am Standort Groß Kreutz

Ansatz	Beschreibung/Methodisches Vorgehen	Bilanzierungs- zeitraum C_{org}
1	Ohne Bodenkohlenstoff-Veränderungen	-
2	Kohlenstoff-Veränderungen seit Versuchsbeginn - Ansatz nach IPCC (2006) und modifiziert nach kritischen Anmerkungen von KÖRSCHENS (2010)	(Ø 1967) und (2001-2010)
3	Wie Ansatz 2 nur Division durch 100 Jahre anstelle der Anzahl an Versuchsjahren (Anmerkungen nach PETERSON et al. 2013)	100 Jahre
4	Lineare Regression der Bodenkohlenstoff-Veränderungen über Bodenstickstoff und C:N-Verhältnis (nach ZIMMER 2016)	2001-2010
5	Nichtlineare Regression der Bodenkohlenstoff-Veränderungen über Bodenstickstoff und C:N-Verhältnis (nach ZIMMER 2016)	2001-2010

Die Ansätze 1-2 werden dabei äquivalent zum Dauerfeldversuch am Standort Thyrow angewendet. In Ansatz 1 werden die THG-Bilanzen der verschiedenen Varianten im ausgewerteten Dauerfeldversuch Groß Kreutz (2001-2010) ohne Bodenkohlenstoff-Veränderungen kalkuliert. Bei Betrachtung der Kohlenstoffverläufe zeigt sich, dass in der Mehrzahl der Prüfglieder der Jahre 2001-2010 deutlich geringere Veränderungen im C-Vorrat auftraten, als noch in den Jahren zuvor. Vereinfachend kann demnach postuliert werden, dass sich der Bodenkohlenstoffvorrat bereits nah am Gleichgewichtszustand befindet. Schlussfolgernd repräsentieren die Jahre 2001-2010 nicht die tatsächlichen Veränderungen im Gesamtkohlenstoffvorrat des Bodens im betrachteten Feldversuch. Im Ansatz 2 wird deshalb analog zum Standort Thyrow der gesamte Versuchszeitraum bilanziert. Für den Bodenkohlenstoff-Vorrat zu Versuchsbeginn wurde ein einheitlicher Ausgangswert nach ZIMMER (2014) von $28,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ C}$ unterstellt. Der Bilanzzeitraum der Bodenkohlenstoff-Veränderungen (1967-2010) stimmt bei diesem Ansatz nicht mehr mit den übrigen auf Stickstoff basierten THG-Bilanzgliedern (2001-2010)

überein. Die mineralische N-Düngung mit KAS und die organische N-Düngung mit Stalldung sind aber über den gesamten Versuchszeitraum konstant. Bezüglich weiterer Einflussfaktoren (Menge an Ernte- und Wurzelrückständen) auf die Höhe der Lachgasemissionen ist jedoch anhand der hier gewählten Methode ableitbar, dass diese nur einen geringen Einfluss haben. Der Ansatz 3 berücksichtigt in Anlehnung an die kritischen Anmerkungen von PETERSON et al. (2013), wie bei der Ökobilanzierung von Treibhausgasen üblich, einen Bilanzierungszeitraum von 100 Jahren. Ziel bei diesem Ansatz ist es, eine Überschätzung der Bodenkohlenstoff-Veränderungen in der THG-Gesamtbilanz zu vermeiden.

Bei den Ansätzen 4 und 5 wurde ein zehnjähriger Bilanzierungszeitraum gewählt, um die Vergleichbarkeit mit den übrigen Bilanzgliedern im Dauerfeldversuch zu gewährleisten, da für den Standort Groß Kreutz die Bilanzierung der Lachgas-Emissionen ebenfalls für zehn Jahre durchgeführt wurde (siehe Ansatz 1). Beim Ansatz 4 wurden die Bodenkohlenstoff-Veränderungen mithilfe linearer Regressionsfunktionen kalkuliert. Ansatz 5 berücksichtigt dagegen die Bodenkohlenstoff-Veränderungen der Jahre 2001 bis 2010 in der THG-Bilanz mithilfe nichtlinearer Regressionsfunktionen. Grundlage für die beiden Ansätze 4 und 5 sind von ZIMMER (2014) durchgeführte Regressionsanalysen zum Bodenstickstoff. Mithilfe des Kohlenstoff:Stickstoff-Verhältnisses konnten daraus die Regressionskoeffizienten für den Bodenkohlenstoff abgeleitet werden (Tabelle A 6). Details zur gewählten Vorgehensweise finden sich bei ZIMMER & KLEPATZKI (2017a).

Nach IPCC (2006) sind bei der Mineralisierung organischer Bodensubstanz zusätzlich die N_2O -Emissionen aus dem freigesetzten Stickstoff zu berücksichtigen. Die bei der Kohlenstoffmineralisation freiwerdende Menge an Stickstoff kann dabei über das C:N-Verhältnis im Boden abgeschätzt werden.

IPCC (2006) gibt dazu ein mittleres C:N-Verhältnis von 10:1 an, wobei ein Schwankungsbereich von 8:1 bis 15:1 kalkuliert wird. Eigene Berechnungen nach ZIMMER (2014) am Standort Groß Kreutz zeigen, dass im Rahmen des untersuchten Feldversuches ein mittleres C:N-Verhältnis von 10,5:1 über alle Prüfglieder hinweg auftrat. Für den Standort Groß Kreutz wird folglich das ermittelte C:N-Verhältnis von 10,5:1 verwendet. Für die Kalkulation der THG-Emissionen am Standort Thyrow wird dagegen aufgrund fehlender Untersuchungen einheitlich das nach IPCC (2006) empfohlene C:N-Verhältnis von 10:1 genutzt.

Eine Umrechnung von Kohlenstoff zu CO₂ erfolgt abschließend mithilfe des Faktors 44/12 auf Basis des Molekulargewichts (IPCC 2006).

4 Ergebnisse

Das folgende Kapitel umfasst neben den Ergebnissen aus den beiden Dauerfeldversuchen an den Standorten Thyrow und Groß Kreutz auch die THG-Bilanzen und Szenarien zur Treibhausgasminderung im untersuchten Praxisbetrieb.

4.1 Treibhausgasemissionen in Dauerfeldversuchen auf Sandböden

Zu Beginn dieses Kapitels werden zunächst die im Untersuchungszeitraum erzielten Flächenerträge und beobachteten Kohlenstoff-Vorräte näher beschrieben, da diese die zentralen Elemente für die Berechnung der THG-Emissionen darstellen. Anschließend wird der Einfluss von Ertrag und Bodenkohlenstoff auf die Höhe der THG-Emissionen genauer dargestellt.

4.1.1 Einfluss von Fruchtfolge, Strohdüngung und mineralischer N-Düngung

In Abbildung 10 sind die GE-Erträge im Feldversuch am Standort Thyrow in den Prüfgliedern der Fruchtfolge I mit 50 % Getreideanteil dargestellt. Die Prüfglieder N1 (ohne Mineral-N) ohne und mit Strohdüngung erreichten mit 21,6 und 26,2 dt ha⁻¹ GE den geringsten GE-Ertrag.

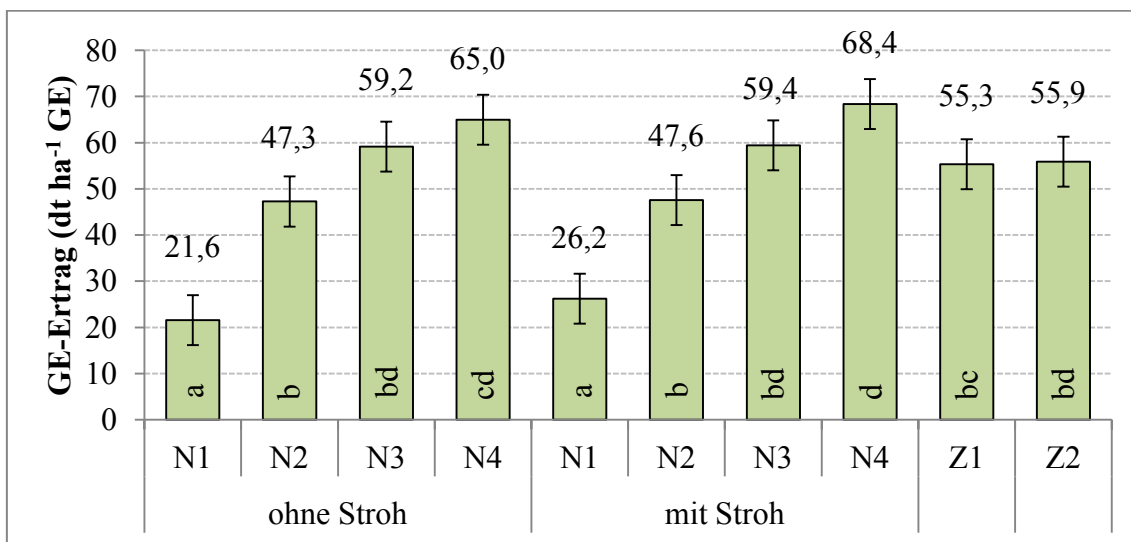


Abbildung 10: GE-Erträge der Prüfglieder in der Fruchtfolge I (50 % Getreideanteil) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, dt ha⁻¹ GE)

Legende: N1-N4= Mineral-N-Düngungsstufen, Z = Zusatzprüfglied (siehe Tabelle 2); Mittelwerte der Prüfglieder mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test nicht signifikant ($p < 0,05$); Fehlerbalken = 95%-Konfidenzintervall der GE-Erträge

In den übrigen N-Düngungsstufen konnten im Vergleich dazu signifikante Mehrerträge generiert werden. Die höchsten GE-Erträge wurden in den Düngungsstufen N4 (mit und ohne Stroh) erreicht, wobei sich der Ertrag nicht signifikant vom Ertrag der Düngungsstufe N3 unterschied.

Zwischen den einzelnen Prüfgliedern der Fruchtfolge II konnten keine signifikanten Unterschiede im GE-Ertrag ermittelt werden (Abbildung 11).

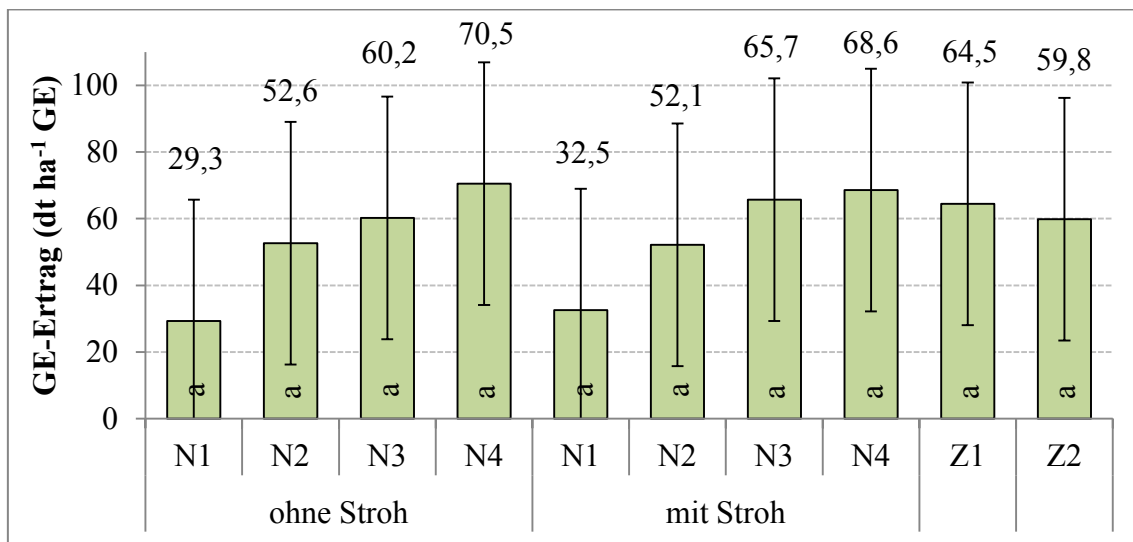


Abbildung 11: GE-Erträge der Prüfglieder in der Fruchtfolge II (75 % Getreideanteil) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, dt ha⁻¹ GE)
 Legende: N1-N4= Mineral-N-Düngungsstufen, Z = Zusatzprüfglied (siehe Tabelle 2);
 Mittelwerte der Prüfglieder mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test nicht signifikant ($p < 0,05$); Fehlerbalken = 95%-Konfidenzintervall der GE-Erträge

Die hohe Streuung in den Prüfgliedern zeigt sich beispielsweise bei Betrachtung der Einzeldaten im Silomaissertrag des Erntejahres 2007. Dort traten erhebliche Ertragsunterschiede von bis zu 130 dt ha⁻¹ GE zwischen den beiden Feldwiederholungen auf. Eine weitere Auswertung der Fruchtfolge II hinsichtlich der produktbezogenen THG-Emissionen wird aufgrund fehlender signifikanter Unterschiede im GE-Ertrag der Prüfglieder nicht durchgeführt.

Abbildung 12 zeigt die GE-Erträge der Prüfglieder in Fruchtfolge III. Die nicht mit Mineral-N gedüngten Prüfglieder N1 (mit und ohne Stroh) zeigten einen signifikant geringeren GE-Ertrag als die mit mineralischem Stickstoff gedüngten Prüfglieder. Mit der mineralischen N-Düngung von bis zu 80 kg ha⁻¹ N (Stufe N3) konnten signifikante Mehrerträge erzielt werden. Höhere Mineral-N Gaben von 120 kg ha⁻¹ N (Stufe N4) brachten hingegen keine höheren GE-Erträge. Zwischen den Varianten mit und ohne Strohdüngung konnten keine signifikanten Ertragsunterschiede beobachtet werden. Die Zusatzprüfglieder (Z1 und Z2) lagen im GE-Ertrag auf dem Niveau der Prüfglieder N3 und N4.

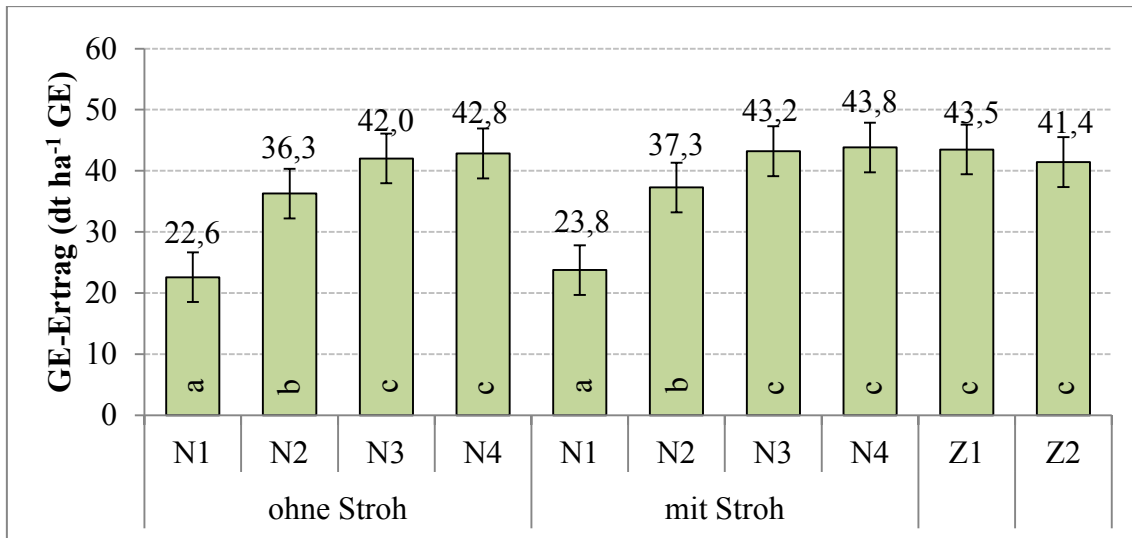


Abbildung 12: GE-Erträge der Prüfglieder in der Fruchfolge III (100 % Getreideanteil) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, dt ha⁻¹ GE)
 Legende: N1-N4= Mineral-N-Düngungsstufen, Z = Zusatzprüfglied (siehe Tabelle 2);
 Mittelwerte der Prüfglieder mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test nicht signifikant ($p < 0,05$); Fehlerbalken = 95%-Konfidenzintervall der GE-Erträge

Beim Vergleich der 50 und 100 % Getreidefruchtfolge fällt auf, dass das Ertragsniveau im Mittel der Prüfglieder mit Mineral-N in der Fruchfolge mit Silomais und Kartoffeln um etwa 42 % über den mittleren Erträgen der reinen Getreidefruchtfolge liegt. In den Prüfgliedern ohne Mineral-N konnte hingegen kein Unterschied im GE-Ertrag der beiden Fruchtfolgen festgestellt werden.

Die nachfolgenden Abbildungen 13 bis 16 zeigen die Kohlenstoffvorräte des Bodens bei unterschiedlichem Getreideanteil in der Fruchfolge am Standort Thyrow.

In der Fruchfolge I (50 % Getreideanteil) konnten im Prüfglied N2 (50 kg ha⁻¹ a⁻¹ N im Mittel der Fruchfolge) ohne Strohdüngung signifikant höhere Kohlenstoffvorräte von etwa 12 % im Vergleich zur Variante ohne Mineral-N (N1) beobachtet werden (Abbildung 13). Höhere Mineral-N-Gaben (N3 und N4) ohne Strohdüngung zeigten hingegen keine signifikanten Unterschiede im Bodenkohlenstoffvorrat. In den Prüfgliedern mit Strohdüngung ergaben sich ab den Mineral-N-Düngungsstufen N3 und N4 signifikant höhere Kohlenstoffvorräte von 16,6 t ha⁻¹ C als im nicht mit Mineral-N gedüngten Prüfglied N1.

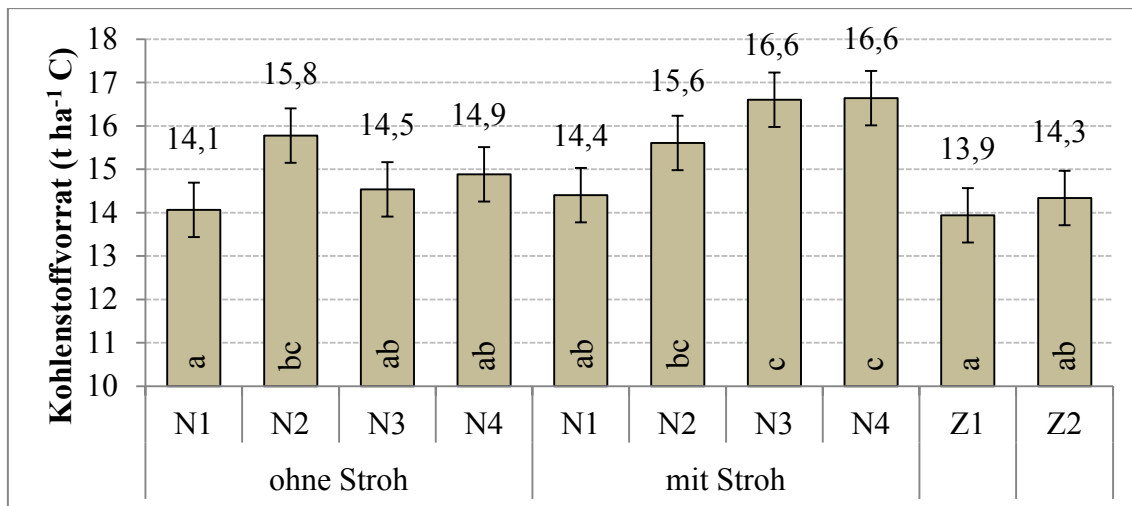


Abbildung 13: C-Vorräte der Prüfglieder in der Fruchfolge I (50 % Getreideanteil) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, t ha⁻¹ C)

Legende: N1-N4= Mineral-N-Düngungsstufen, Z = Zusatzprüfglied (siehe Tabelle 2); Mittelwerte der Prüfglieder mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test nicht signifikant ($p < 0,05$); Fehlerbalken = 95%-Konfidenzintervall der C-Vorräte

Die Zusatzprüfglieder Z1 und Z2 erreichten mit 13,9 und 14,3 t ha⁻¹ C ähnliche Bodenkohlenstoffvorräte wie die Prüfglieder ohne Mineral-N.

In Abbildung 14 sind die Kohlenstoff-Vorräte der Prüfglieder in der 75 % Getreidefruchtfolge dargestellt.

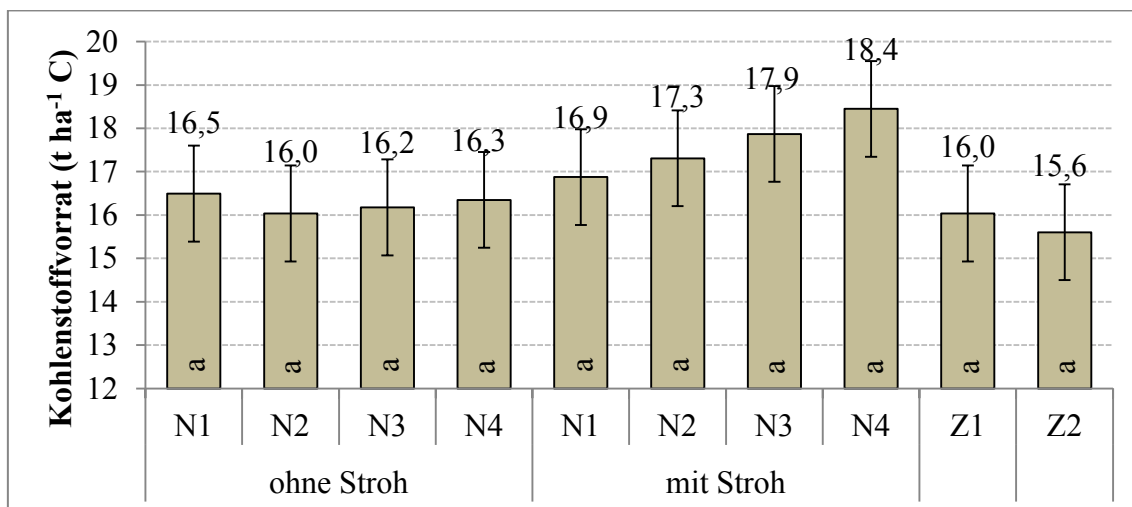


Abbildung 14: C-Vorräte der Prüfglieder in der Fruchfolge II (75 % Getreideanteil) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, t ha⁻¹ C)

Legende: N1-N4= Mineral-N-Düngungsstufen, Z = Zusatzprüfglied (siehe Tabelle 2); Mittelwerte der Prüfglieder mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test nicht signifikant ($p < 0,05$); Fehlerbalken = 95%-Konfidenzintervall der C-Vorräte

Zwischen allen Prüfgliedern der Fruchfolge II konnten, wie bereits beim GE-Ertrag (Abbildung 11) der Fruchfolge II, keine signifikanten Unterschiede im Kohlenstoffvorrat ermittelt werden. Bei genauer Betrachtung der Einzelwerte ergibt sich eine große Variabilität der C_{org}-Messungen der beiden Feldwiederholungen der Erntejahre 2008 und 2009. Einzelne Parzellen gleicher Varianten wiesen teilweise Differenzen im C-

Vorrat von mehr als $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ C}$ auf. Aus diesem Grund erfolgt keine weitere Auswertung der Fruchtfolge II hinsichtlich Bodenkohlenstoffveränderungen und THG-Emissionen.

In der Fruchtfolge III (reine Getreidefruchtfolge) konnten zwischen den Prüfgliedern N2 bis N4 mit Strohdüngung etwa 16 % signifikant höhere Kohlenstoffvorräte im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle (Prüfglied N1) ohne Strohdüngung beobachtet werden. Zwischen den übrigen Prüfgliedern der Fruchtfolge III konnten keine signifikanten Unterschiede im Kohlenstoffvorrat ermittelt werden (Abbildung 15).

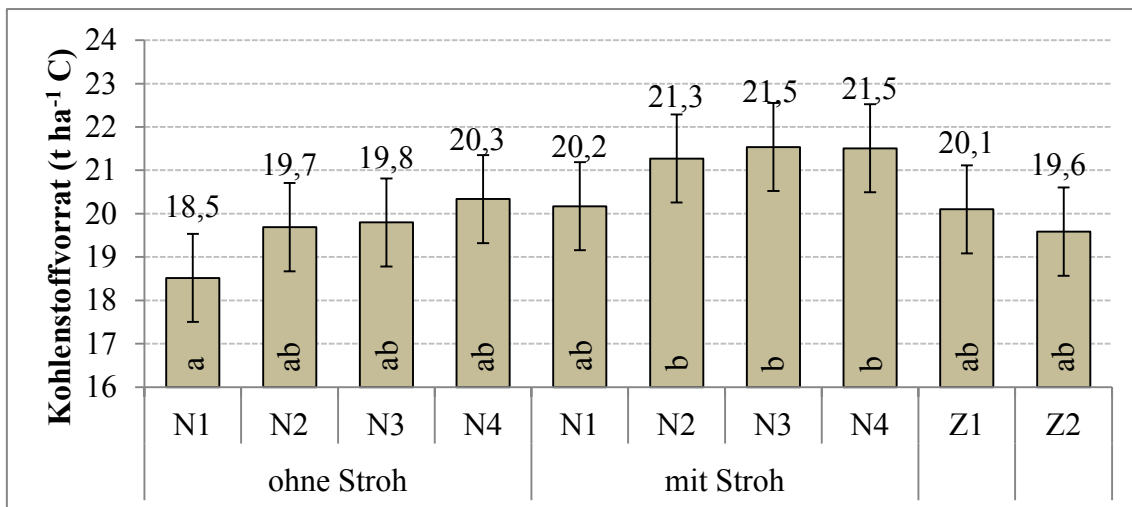


Abbildung 15: C-Vorräte der Prüfglieder in der Fruchtfolge III (100 % Getreideanteil) im Dau-
erfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, $\text{t ha}^{-1} \text{ C}$)

Legende: N1-N4= Mineral-N-Düngungsstufen, Z = Zusatzprüfglied (siehe Tabelle 2);
Mittelwerte der Prüfglieder mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test
nicht signifikant ($p < 0,05$); Fehlerbalken = 95%-Konfidenzintervall der C-Vorräte

Abbildung 16 zeigt die Kohlenstoffvorräte der drei Fruchtfolgen in den Prüfgliedern ohne Mineral-N. Ein Vergleich der drei Fruchtfolgen ist nur in den Prüfgliedern ohne Mineral-N möglich, da die N-Düngungsniveaus der übrigen Prüfglieder der Fruchtfolgen unterschiedlich sind und deshalb deren Einfluss auf den C-Vorrat nicht quantifiziert beziehungsweise ausgeschlossen werden kann.

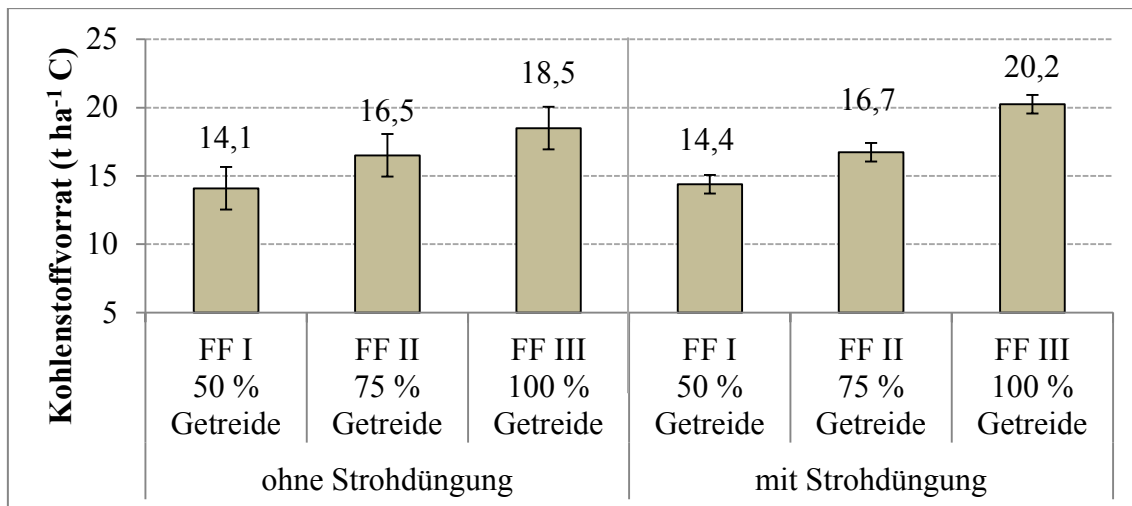


Abbildung 16: C-Vorräte der Prüfglieder ohne Mineral-N im Vergleich der Fruchtfolgen (FF) I bis III im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, t ha⁻¹ C)
 Legende: Fehlerbalken = 95%-Konfidenzintervall der C-Vorräte jeweils ohne und mit Strohdüngung

Mit zunehmendem Blattfruchtanteil (Silomais und Kartoffeln) in der Fruchtfolge ist eine Abnahme im Kohlenstoffvorrat zu verzeichnen. Die Fruchtfolge III mit 100 % Getreideanteil zeigte mit 18,5 t ha⁻¹ C ohne Strohdüngung beziehungsweise 20,2 t ha⁻¹ C mit Strohdüngung die höchsten Kohlenstoffvorräte im Vergleich zu den Fruchtfolgen I und II. Silomais anstelle von Wintergerste in der Fruchtfolge II bewirkte eine Abnahme um 2 t ha⁻¹ C in der Variante ohne Strohdüngung und 3,5 t ha⁻¹ C im Prüfglied mit Strohdüngung im Vergleich zur reinen Getreidefruchtfolge. Fruchtfolge I mit 50 % Getreide erreichte die geringsten Kohlenstoffvorräte von 14,1 ohne beziehungsweise 14,4 t ha⁻¹ C mit Strohdüngung. Insgesamt konnten in der reinen Getreidefruchtfolge ohne Strohdüngung im Vergleich zur 50 % Getreidefruchtfolge 31 % und mit Strohdüngung 40 % höhere Bodenkohlenstoff-Vorräte beobachtet werden. In der vorliegenden Abbildung wurden keine Signifikanzen ausgewiesen, da aufgrund des Versuchsdesigns ein statistischer Vergleich der Fruchtfolgen nicht möglich war.

Abbildung 17 zeigt exemplarisch anhand der Fruchtfolge I am Standort Thyrow den großen Einfluss der mineralischen N-Düngung auf die Höhe der THG-Emissionen je Hektar.

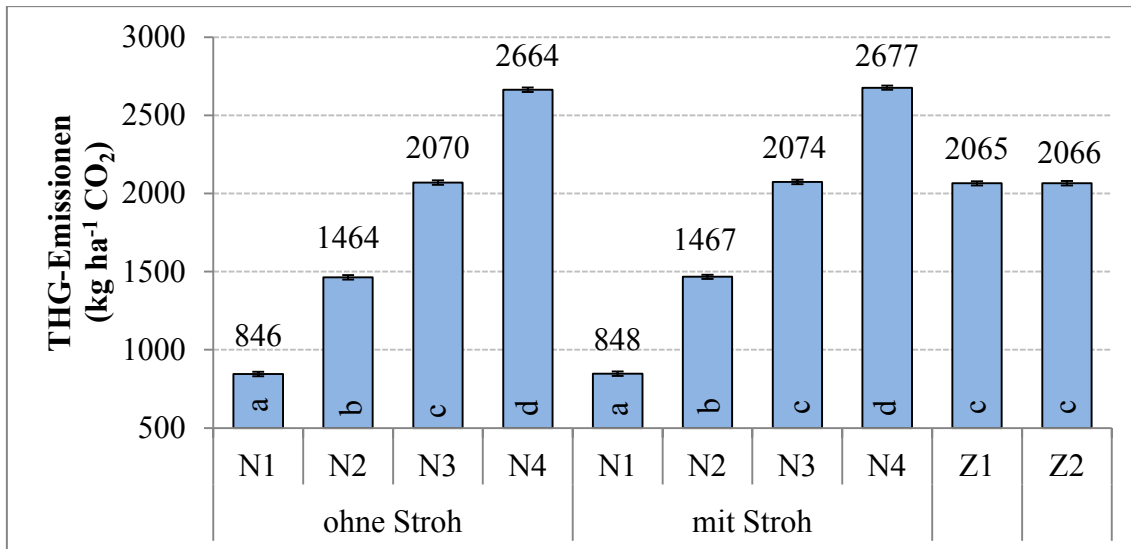


Abbildung 17: Flächenbezogene THG-Emissionen (ohne Boden-C-Änderung) der Prüfglieder in der Fruchtfolge I (50 % Getreideanteil) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, kg ha⁻¹ CO₂-Äq)

Legende: N1-N4= Mineral-N-Düngungsstufen, Z = Zusatzprüfglied (siehe Tabelle 2); Mittelwerte der Prüfglieder mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test nicht signifikant ($p < 0,05$); Fehlerbalken = 95%-Konfidenzintervall der THG-Emissionen

Die THG-Emissionen steigen, ausgehend von 846 kg ha⁻¹ CO₂-Äq ohne Mineral-N und ohne Strohdüngung, mit zunehmendem Mineral-N Einsatz in der Fruchtfolge auf bis zu 2677 kg ha⁻¹ CO₂-Äq im Prüfglied N4 mit Strohdüngung signifikant an. Insgesamt ergeben sich ausgehend von der ungedüngten Kontrolle mit steigender Mineral-N-Düngung signifikant zunehmende THG-Emissionen auf bis zu 330 % im Mittel der Fruchtarten. Der große Einfluss der Mineral-N Düngung auf die Höhe der THG-Emissionen zeigte sich auch bei den beiden übrigen Fruchtfolgen II und III des Dauerfeldversuchs am Standort Thyrow. Allerdings waren die flächenbezogenen THG-Emissionen der Fruchtfolgen mit höherem Getreideanteil, bedingt durch die niedrigere N-Düngung zum Getreide im Vergleich zur Blattfrucht, auf einem geringen Niveau.

In Tabelle 7 sind die produktbezogenen THG-Emissionen der Prüfglieder in den Fruchtfolgen I (50 % Getreide) und III (100 % Getreide) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow ohne und mit Boden-C-Änderungen vergleichend gegenübergestellt. Aufgrund des Versuchsdesigns im untersuchten Dauerfeldversuch am Standort Thyrow ist ein Vergleich der drei Fruchtfolgen aus statistischer Sicht nicht gegeben. Trotzdem ist es möglich, Tendenzen bei unterschiedlicher Bewirtschaftung durch die Fruchtfolge aufzuzeigen.

Tabelle 7: Produktbezogene THG-Emissionen der Prüfglieder in Fruchtfolge I und III im Vergleich mit und ohne Berücksichtigung der Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow (Mittel 2002-2009, kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹)

Prüfglied		ohne Boden-C-Änderung		mit Boden-C-Änderung	
		Fruchtfolge I	Fruchtfolge III	Fruchtfolge I	Fruchtfolge III
Strohdüngung	N1	ohne	52,4 c	33,4 ab	123,0 b
		mit	43,7 ac	29,6 a	66,5 bc
	N2	ohne	31,9 a	51,7 a	47,4 ab
		mit	33,7 a	54,1 a	49,6 ab
	N3	ohne	38,6 ab	57,8 a	42,0 b
		mit	36,7 a	50,1 a	56,5 ab
	N4	ohne	49,2 bc	67,1 a	49,4 ac
		mit	44,1 ac	56,5 a	69,2 ab
	Z1		39,9 ab	41,8 bc	53,9 a
	Z2		39,5 ab	44,5 c	45,6 ab
				40,3 a	30,8 a

N1-N4= Mineral-N-Düngungsstufen, Z = Zusatzprüfglied (siehe Tabelle 2); Mittelwerte der Prüfglieder mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test nicht signifikant ($p < 0,05$)

Ohne Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen zeigt die Fruchtfolge III in den Prüfgliedern ohne Mineral-N deutlich geringere THG-Emissionen von 33,4 bzw. 29,6 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹ als die Fruchtfolge I mit 52,4 ohne Strohdüngung beziehungsweise 43,7 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹ mit Strohdüngung. In den Prüfgliedern mit Mineral-N-Düngung ergeben sich demgegenüber in der reinen Getreidefruchtfolge höhere THG-Emissionen als in der 50 % Getreidefruchtfolge. In der Fruchtfolge III konnten in Abhängigkeit der N-Düngung ausgehend von der ungedüngten Kontrolle (Prüfglied N1) in den N-Düngungsstufen N3 und N4 signifikant höhere THG-Emissionen beobachtet werden. In der reinen Getreidefruchtfolge konnten zudem in der höchsten N-Düngungsstufe (120 kg ha⁻¹ N) im Vergleich zu 80 kg ha⁻¹ N etwa 31 % höhere THG-Emissionen je GE ohne Bodenkohlenstoff-Veränderungen ermittelt werden. Bei der Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen ergeben sich in Folge der Mineralisation von Bodenkohlenstoff in allen Prüfgliedern deutlich höhere THG-Emissionen. Fruchtfolge I zeigt mit 123 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹ ohne Strohdüngung und 103 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹ mit Strohdüngung in den Prüfgliedern ohne Mineral-N die höchsten THG-Emissionen im Untersuchungszeitraum. Der zunehmende Einsatz von Mineral-N verursachte dagegen - infolge höherer Ernteerträge - signifikant geringere THG-Emissionen je Getreideeinheit in der Fruchtfolge I, wobei keine signifikanten Unterschiede in den N-Düngungsstufen (N2-N4) bestanden. Im Vergleich der beiden Fruchtfolgen I und III erreichte die reine Getreidefruchtfolge (III) in den Prüfgliedern ohne Mineral-N deutlich geringere THG-Emissionen. Die Strohdüngung zeigte in den

beiden Fruchtfolgen I und III mit und ohne Berücksichtigung der Bodenkohlenstoff-Veränderungen keine signifikanten Unterschiede in der Höhe der THG-Emissionen.

4.1.2 Einfluss organisch-mineralischer N-Düngung

Im untersuchten Dauerfeldversuch am Standort Groß Kreutz zeigen sich in Abhängigkeit der mineralischen und organischen N-Düngung deutliche Unterschiede im GE-Ertrag. Die Kontroll-Parzellen ($0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$) erreichten erwartungsgemäß den geringsten Ertrag von $43 \text{ dt ha}^{-1} \text{ GE}$ im Mittel des Untersuchungszeitraumes 2001 bis 2010 (Abbildung 18). Mit zunehmendem Stallungeinsatz konnten ohne den Einsatz von Mineral-N Ertragssteigerungen von bis zu 100 % ($88 \text{ dt ha}^{-1} \text{ GE}$) im Vergleich zur N-Nulldüngung erzielt werden. Stallunggaben zwischen 100 und 150 kg ha^{-1} organisch-N sowie 150 und 200 kg ha^{-1} organisch-N zeigten keine signifikanten Ertragsunterschiede. Mit der alleinigen Mineral-N-Düngung konnten bis zur Steigerung auf $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ signifikant höhere Erträge von bis zu $98 \text{ dt ha}^{-1} \text{ GE}$ erzielt werden. N-Düngergaben über 100 kg ha^{-1} Mineral-N zeigten hingegen keine weiteren positiven Ertragseffekte. Die kombinierte organische und mineralische N-Düngung zeigte unterschiedliche Effekte. Mit der Kombination von 50 kg ha^{-1} Mineralstickstoff und 50 kg ha^{-1} organischer Stickstoff konnten signifikant höhere Erträge gegenüber der reinen Mineral-N-Düngung nachgewiesen werden. Höhere Stallunggaben von $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ mit 50 kg ha^{-1} mineralischem Stickstoff erzielten ähnliche Erträge wie die reine Mineral-N-Düngung mit $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$. Gegenüber der reinen Mineral-N-Düngung von $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ konnten mit der Kombination von Stallung keine zusätzlichen positiven Ertragseffekte mehr beobachtet werden. Die halbe Breite der Konfidenzintervalle der mittleren GE-Erträge beträgt etwa $15 \text{ dt ha}^{-1} \text{ GE}$, das entspricht je nach Prüfglied 15 bis 35 % des adjustierten Mittelwertes.

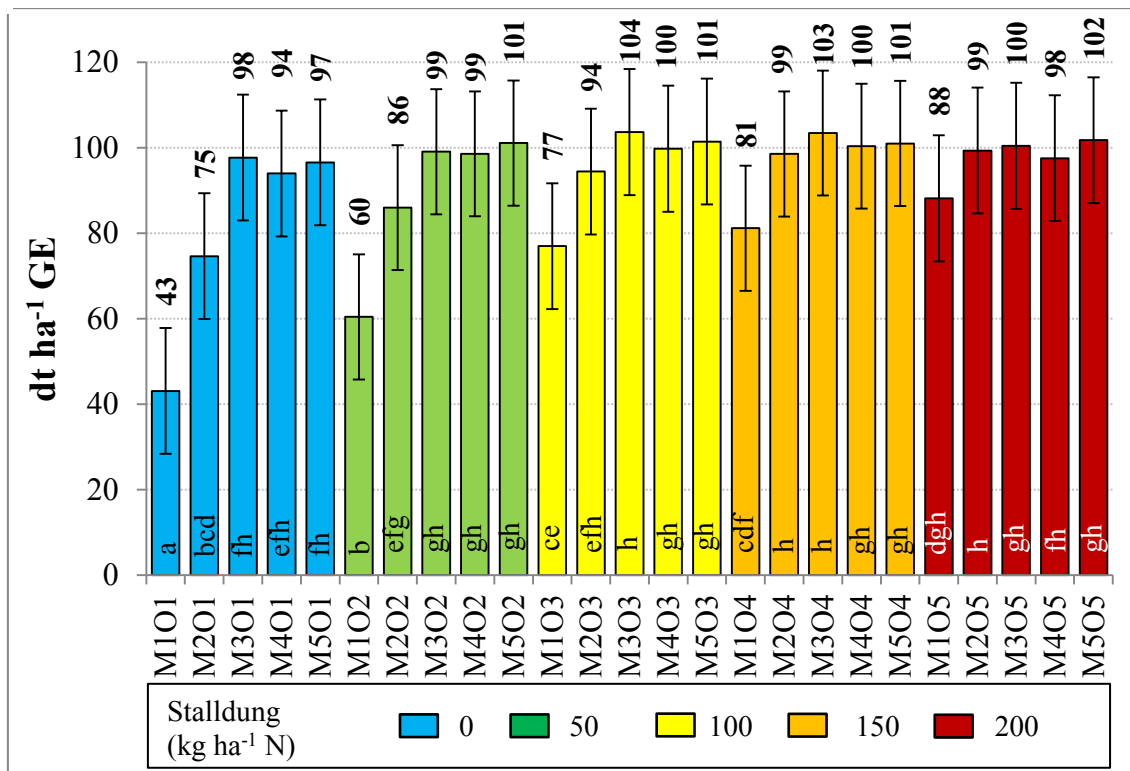


Abbildung 18: GE-Erträge im Dauerfeldversuch Groß Kreutz (Mittel 2001-2010, dt ha⁻¹ GE)

Legende: M= mineralische N-Düngung mit KAS; O= organische N-Düngung mit Stallung 1= 0 kg ha⁻¹ N; 2 = 50 kg ha⁻¹ N; 3 = 100kg ha⁻¹ N; 4 = 150 kg ha⁻¹ N; 5 = 200 kg ha⁻¹ N; Statistische Auswertung nach Zimmer 2016; Datenbasis: Parzellenwerte der GE-Erträge (Silomais + Winterroggen [Korn + Stroh]), nFW = 5, nN-DK = 25, N = 500; adjustierte Mittelwerte der N-Düngungskombinationen mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test nicht signifikant ($p < 0,05$); Fehlerbalken = 95 %-Konfidenzintervall der GE-Erträge

In der Abbildung 19 sind die C-Vorräte der Prüfglieder im Dauerfeldversuch am Standort Groß Kreutz dargestellt. Die gesteigerte organische Düngung mit Stallung zeigte insgesamt einen positiven Effekt auf die Höhe der C-Vorräte. Im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle konnte durch die Düngung von 200 kg ha⁻¹ organisch-N (zirka 26 t ha⁻¹ a⁻¹ Stallung-FM) der Kohlenstoff-Vorrat um mehr als 50 % von 27 auf 42 t ha⁻¹ C erhöht werden. Signifikant höhere C-Vorräte im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle konnten ab Stallunggaben von 150 kg ha⁻¹ organisch-N (zirka 19 t ha⁻¹ a⁻¹ Stallung-FM) nachgewiesen werden. Die ausschließlich mineralische N-Düngung brachte hingegen keine statistisch nachweisbare Erhöhung im C-Vorrat. Bei kombinierter organisch-mineralischer Düngung mit 50 kg ha⁻¹ Stallung-N (etwa 7 t ha⁻¹ a⁻¹ Stallung-FM) erreichte die mineralische N-Düngung ab 150 kg ha⁻¹ einen signifikant höheren C-Vorrat, als die Düngungsstufen 0 bis 100 kg ha⁻¹ Mineral-N. Die halbe Breite des Konfidenzintervalls der mittleren C-Vorräte beträgt etwa 4 t ha⁻¹ C, das entspricht je nach Prüfglied 9 bis 15 % des adjustierten Mittelwertes.

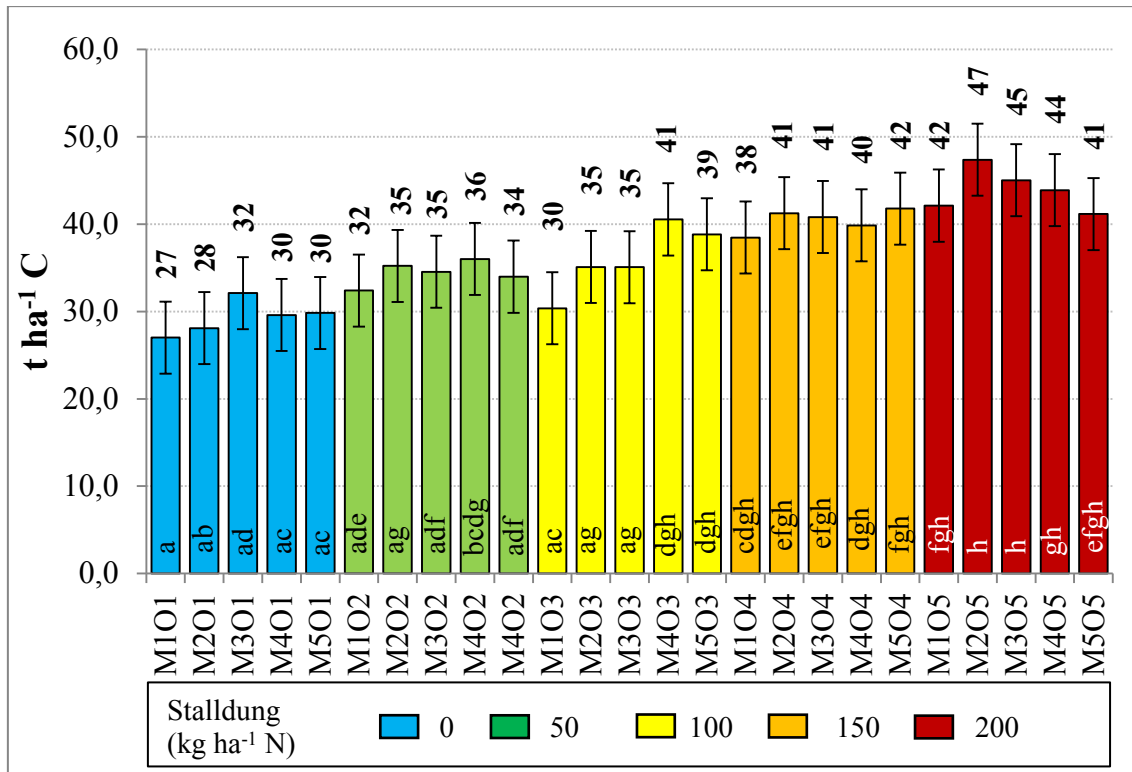


Abbildung 19: C-Vorräte im Dauerfeldversuch Groß Kreutz (Mittel 2004, 2006, 2010; t ha⁻¹ C)

Legende: M= mineralische N-Düngung mit KAS; O= organische N-Düngung mit Stallung 1= 0 kg ha⁻¹ N; 2 = 50 kg ha⁻¹ N; 3 = 100 kg ha⁻¹ N; 4 = 150 kg ha⁻¹ N; 5 = 200 kg ha⁻¹ N; Statistische Auswertung nach Zimmer 2016; Datenbasis: Parzellenmittelwerte der Bodenuntersuchungen, n = 4, Anzahl Bodenuntersuchungen = 3 (2004, 2006, 2010); adjustierte Mittelwerte der N-Düngungskombinationen mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test nicht signifikant (p < 0,05); Fehlerbalken = 95 %-Konfidenzintervall der C-Vorräte

In Tabelle 8 sind die flächenbezogenen THG-Emissionen der untersuchten Prüfglieder differenziert nach Vorleistungs- und Feldemissionen im Dauerfeldversuch am Standort Groß Kreutz dargestellt. Im Bereich der Vorleistungsemissionen werden in allen Prüfgliedern einheitlich THG-Emissionen von 218 kg ha⁻¹ CO₂-Äq aus der Herstellung von Mais- und Roggensaatzgut berücksichtigt. Die mineralische Grunddüngung verursachte in allen Prüfgliedern, außer in der ungedüngten Kontrolle, THG-Emissionen von 199 kg ha⁻¹ CO₂-Äq. In der ungedüngten Kontrolle wird auf die Phosphat- und Kaliumdüngung verzichtet, dort entstehen lediglich 5 kg ha⁻¹ CO₂-Äq aus der Herstellung von Düngekalk. Die eingesetzte Agrotechnik verursachte je nach Prüfglied Vorleistungsemissionen aus der Herstellung von Dieseldienststoff sowie Maschinen und Arbeitsgeräten in Höhe von 64 bis 115 kg ha⁻¹ CO₂-Äq. Im Bereich der Feldemissionen werden in jedem Prüfglied 197 kg ha⁻¹ CO₂-Äq in der THG-Bilanz aus der mineralischen Grunddüngung mit Kalk berücksichtigt. Die THG-Emissionen aus der Verbrennung von Dieseldienststoff lagen je nach Prüfglied und Intensität der agrotechnischen Maßnahmen zwischen 129 und 232 kg ha⁻¹ CO₂-Äq.

Tabelle 8: Flächenbezogene THG-Emissionen nach Prüfgliedern und Quellen im Dauerfeldversuch Groß Kreutz (Mittel 2001-2010, kg ha⁻¹ CO₂-Äq)

Prüfglied		Vorleistungsemissionen					Feldemissionen					Gesamt
Stalldung-N	Mineral-N	Saatgut	PSM	Mineralische Grunddüngung	Mineral-N	Agrotechnik	Mineralische Grunddüngung	Mineral-N	Organisch-N	Agrotechnik	EWR	
kg ha ⁻¹ N		kg ha ⁻¹ CO ₂ -Äq										
0	0	218	13	5	0	64	197	0	0	129	17	642
0	50	218	13	199	477	73	197	110	0	148	26	1460
0	100	218	13	199	954	82	197	220	0	167	34	2084
0	150	218	13	199	1431	81	197	331	0	163	35	2667
0	200	218	13	199	1909	82	197	441	0	166	38	3261
50	0	218	13	199	0	75	197	0	49	150	28	928
50	50	218	13	199	477	85	197	110	49	172	35	1553
50	100	218	13	199	954	90	197	220	49	182	40	2162
50	150	218	13	199	1431	91	197	331	49	184	40	2752
50	200	218	13	199	1909	92	197	441	49	186	41	3343
100	0	218	13	199	0	86	197	0	98	174	37	1021
100	50	218	13	199	477	94	197	110	98	190	40	1635
100	100	218	13	199	954	99	197	220	98	200	43	2240
100	150	218	13	199	1431	99	197	331	98	199	43	2827
100	200	218	13	199	1909	99	197	441	98	201	42	3415
150	0	218	13	199	0	96	197	0	147	194	37	1100
150	50	218	13	199	477	104	197	110	147	210	41	1715
150	100	218	13	199	954	107	197	220	147	216	43	2312
150	150	218	13	199	1431	107	197	331	147	216	42	2900
150	200	218	13	199	1909	107	197	441	147	215	42	3486
200	0	218	13	199	0	108	197	0	195	218	39	1186
200	50	218	13	199	477	112	197	110	195	227	42	1790
200	100	218	13	199	954	114	197	220	195	229	43	2382
200	150	218	13	199	1431	114	197	331	195	230	42	2969
200	200	218	13	199	1909	115	197	441	195	232	43	3560

PSM = Pflanzenschutzmittel; EWR = Ernte- und Wurzelrückstände

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass die mineralische N-Düngung mit Kalkamonsalpeter je nach Prüfglied bis zu 70 % an der Höhe der Gesamtemissionen je Flächeneinheit ausmacht. Der überwiegende Teil davon (mehr als 80 %) stammt dabei aus der Herstellung des mineralischen N-Düngers. Die THG-Emissionen aus der alleinigen organischen N-Düngung mit Stalldung betrugen je nach Düngungsintensität bis zu 16 % der Höhe der Gesamtemissionen je Hektar Fläche.

In Tabelle 9 sind die produktbezogenen THG-Emissionen im Dauerfeldversuch M4 am Standort Groß Kreutz für den geprüften Ansatz 1 (ohne die C-Vorratsänderung im Boden) dargestellt.

Tabelle 9: Produktbezogene THG-Emissionen im Dauerfeldversuch Groß Kreutz (2001-2010, kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹) ohne Berücksichtigung der Ct-Bodenänderung (Ansatz 1)

N-Düngungskombination					
Stalldung-N (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	Mineral-N (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)				
	0	50	100	150	200
0	15,5 ac	20,1 cdf	21,7 df	29,3 hijk	34,6 kl
50	15,5 bc	18,2 abde	22,3 df	28,7 gh	34,0 jl
100	13,5 a	17,6 abd	22,1 df	28,9 gi	34,5 kl
150	13,8 a	17,6 abd	22,7 ef	29,4 hij	35,2 l
200	14,0 ab	18,2 abde	24,0 fg	30,8 il	35,6 l

Statistische Auswertung ZIMMER 2016; Datenbasis: Parzellenwerte der GE-Erträge (Silomais + Winterroggen [Korn + Stroh]), $n_{FW} = 5$, $n_{N-DK} = 25$, $N = 500$; ANOVA-Ansatz: Varianzheterogenität Fruchtwechsel*Stalldung-N (zufälliger Effekt: Fruchtwechsel, fixe Effekte: Mineral-N, Stalldung-N, Mineral-N*Stalldung-N), adjustierte Mittelwerte der N-Düngungskombinationen mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test nicht signifikant ($p < 0,05$)

Mit zunehmender mineralischer N-Düngung zeigt sich ein deutlicher Anstieg in der Höhe der produktbezogenen THG-Emissionen. Ausgehend von THG-Emissionen von 15,5 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹ in der ungedüngten Kontrolle ergeben sich ab 100 kg ha⁻¹ Mineral-N signifikant höhere THG-Emissionen je Produkteinheit bis zu 34,6 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹ im Prüfglied mit 200 kg ha⁻¹ Mineral-N. Bedingt durch eine Abnahme im Ertragszuwachs konnten ab einem Mineral-N-Einsatz von 100 kg ha⁻¹ N deutlich größere Unterschiede in der Emissionshöhe beobachtet werden. Die Steigerung um 50 kg ha⁻¹ Mineral-N von 100 auf 150 kg ha⁻¹ N war beispielsweise mit einer signifikanten Erhöhung der produktbezogenen THG-Emissionen um etwa 35 % verbunden, während eine Steigerung von 50 auf 100 kg ha⁻¹ Mineral-N eine Erhöhung der THG-Emissionen von 8 % verursachte. Die zunehmende Düngung mit Stalldung-N bewirkte im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle keine signifikante Reduktion der produktbezogenen THG-Emissionen. Die Kombination von Mineral-N und Stalldung zeigte keine wesentlichen Unterschiede im Vergleich zur reinen Mineral-N-Düngung. Die organische Düngung mit 100 kg ha⁻¹ Stalldung-N zeigte im Vergleich aller Prüfglieder die geringsten THG-Emissionen je Ertragseinheit von 13,5 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹. Die höchsten THG-Emissionen mit 35,6 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹ erreichte das Prüfglied mit der höchsten mineralischen und organischen N-Düngung von insgesamt 400 kg ha⁻¹ N.

Die Ergebnisse in den Tabellen 10 bis 13 zeigen die produktbezogenen THG-Emissionen mit Berücksichtigung der Bodenkohlenstoff-Veränderungen für unterschiedliche methodische Vorgehensweisen. Tabelle 10 berücksichtigt die Kohlenstoffveränderungen seit Versuchsbeginn (1967) in den THG-Bilanzen.

Tabelle 10: Produktbezogene THG-Emissionen im Dauerfeldversuch Groß Kreutz (2001-2010, $\text{kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$) C_t -Bodenänderung aus Anfangswert (Mittel 1967) und Endwert (Mittel 2001-2010) (Ansatz 2)

N-Düngungskombination								
Stalldung-N ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)	Mineral-N ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)							
	0		50		100		150	200
0	27,8	no	25,2	mn	21,8	lm	31,2	op
50	15,9	fijk	15,0	ehi	20,0	jl	24,1	ln
100	11,8	de	10,9	cdf	15,9	ghk	16,7	ijk
150	1,6	ab	4,3	b	10,4	de	16,8	hjk
200	-2,3	a	-1,5	a	6,5	bc	12,9	efg
								20,3 klm

Statistische Auswertung ZIMMER 2016; Datenbasis: Parzellenwerte der GE-Erträge (Silomais + Winterroggen [Korn + Stroh]), $n_{\text{FW}} = 5$, $n_{\text{N-DK}} = 25$, $N = 500$; Parzellenwerte der kalkulierten THG-Emissionen, $n_{\text{BU}} = 3$, $n_{\text{N-DK}} = 25$, $N = 500$; ANOVA-Ansatz: Varianzheterogenität Fruchtwechsel*Mineral-N (zufälliger Effekt: Fruchtwechsel, fixe Effekte: Mineral-N, Stalldung-N, Mineral-N*Stalldung-N), adjustierte Mittelwerte der N-Düngungskombinationen mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test nicht signifikant ($p < 0,05$)

Die zunehmende mineralische N-Düngung zeigt im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle bis zu einem Mineral-N-Düngungsniveau von 100 kg ha^{-1} Mineral-N signifikant geringere THG-Emissionen je Produkteinheit. Grund dafür sind die Veränderungen in den Bodenkohlenstoff-Vorräten. Während bei der ungedüngten Kontrolle über die Zeit Kohlenstoff im Boden abgebaut wurde, wurde ab etwa 100 kg ha^{-1} Mineral-N Kohlenstoff im Boden gespeichert. Hinzu kommt der positive Ertragseffekt der mineralischen N-Düngung. Ab 150 kg ha^{-1} Mineral-N steigen die THG-Emissionen signifikant bis zum Maximum von $35,2 \text{ kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$ bei 200 kg ha^{-1} Mineral-N an. Ausgehend von der ungedüngten Kontrolle nehmen die THG-Emissionen in den Prüfgliedern mit zunehmender Stalldüngung bis 150 kg ha^{-1} Stalldung-N signifikant ab. Noch höhere Stalldünggaben (200 kg ha^{-1} Stalldung-N) ergaben keine signifikante Verringerung der produktbezogenen THG-Emissionen. Auffällig ist, dass bei 200 kg ha^{-1} Stalldung-N und auch in Kombination mit 50 kg ha^{-1} Mineral-N mit $-2,3$ und $-1,5 \text{ kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$ ein negativer Bilanzwert ermittelt wurde. Es wurde also mehr Kohlenstoff im Boden gespeichert als an anbaubedingten THG-Emissionen durch die agrotechnischen Maßnahmen verursacht wurden. Die Düngung von bis zu 100

kg ha⁻¹ organisch-N zeigte bei allen Mineral-N-Düngungsstufen signifikant geringere THG-Emissionen je Produkteinheit.

Tabelle 11 zeigt die produktbezogenen THG-Emissionen mit Berücksichtigung der Bodenkohlenstoff-Veränderungen für 100 Jahre.

Tabelle 11: Produktbezogene THG-Emissionen im Dauerfeldversuch Groß Kreutz (2001-2010, kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹) C_t-Bodenänderung für 100 Jahre aus Anfangswert (Mittel 1967) und Endwert (Mittel 2001-2010) (Ansatz 3)

N-Düngungskombination						
Stalldung-N (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	Mineral-N (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)					
	0	50	100	150	200	
0	21,0 gijl	22,1 jl	21,4 hkl	29,9 op	34,6 p	
50	15,6 df	16,9 efgh	21,3 hkl	26,9 mn	32,6 p	
100	12,8 ce	15,0 ef	19,7 fjk	24,1 kl	29,9 no	
150	8,9 ab	12,3 bcd	17,8 fij	24,6 lm	29,3 mo	
200	7,3 a	10,4 ac	17,1 dei	23,9 kl	29,6 no	

Statistische Auswertung ZIMMER 2016; Datenbasis: Parzellenwerte der GE-Erträge (Silomais + Winterroggen [Korn + Stroh]), n_{FW} = 5, n_{N-DK} = 25, N = 500; Parzellenwerte der kalkulierten THG-Emissionen, n_{BU} = 3, n_{N-DK} = 25, N = 500; ANOVA-Ansatz: Varianzheterogenität Fruchtwechsel (zufälliger Effekt: Fruchtwechsel, fixe Effekte: Mineral-N, Stalldung-N, Mineral-N*Stalldung-N), adjustierte Mittelwerte der N-Düngungskombinationen mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test nicht signifikant (p < 0,05)

Ausgehend von der ungedüngten Kontrolle zeigte die alleinige Mineral-N-Düngung bis 100 kg ha⁻¹ N keine signifikanten Unterschiede in der Höhe der produktbezogenen THG-Emissionen. Höhere Mineraldüngergaben von 150 und 200 kg ha⁻¹ N verursachten signifikant höhere THG-Emissionen als die mineralische N-Düngung bis 100 kg ha⁻¹ N. Im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle ergeben sich mit zunehmendem Stalldungeinsatz bis 150 kg ha⁻¹ organisch-N signifikant geringere THG-Emissionen von bis zu 58 %. Die geringsten produktbezogenen THG-Emissionen von 7,3 bis 10,4 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹ erreichten die Prüfglieder mit alleiniger Stalldungdüngung von 150 und 200 kg ha⁻¹ organisch-N sowie die Kombination von 200 kg ha⁻¹ organisch-N und 50 kg ha⁻¹ Mineral-N.

In Tabelle 12 sind die Bodenkohlenstoff-Veränderungen (2001-2010) mithilfe linearer Regressionsfunktionen in den produktbezogenen THG-Emissionen berücksichtigt. Die THG-Emissionen in der N-Nullvariante betrugen im Mittel 26,9 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹. Mit zunehmender mineralischer N-Düngung bis 100 kg ha⁻¹ Mineral-N zeigten sich signifikant geringere THG-Emissionen im Vergleich zur Nulldüngung.

Tabelle 12: Produktbezogene THG-Emissionen im Dauerfeldversuch Groß Kreutz (2001-2010, kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹) C_t-Bodenänderung kalkuliert für Zeitraum 2001-2010 mithilfe der linearen Regression (Ansatz 4)

N-Düngungskombination								
Stalldung-N (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	Mineral-N (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)							
	0	50	100	150	200			
0	26,9 mo	20,4 hil	21,9 him	29,3 nop	34,9 q			
50	15,3 fg	18,2 ghi	22,2 klm	28,5 no	33,8 pq			
100	13,4 cde	17,6 fgh	22,0 ijm	22,9 lm	28,6 o			
150	4,5 b	9,7 c	15,2 eg	21,8 il	27,6 o			
200	2,5 a	8,0 b	14,0 df	20,6 hjk	25,7 mn			

Statistische Auswertung ZIMMER 2016; Datenbasis: Parzellenwerte der GE-Erträge (Silomais + Winterroggen [Korn + Stroh]), n_{FW} = 5, n_{N-DK} = 25, N = 500; Parzellenwerte der kalkulierten THG-Emissionen, n_{BU} = 3, n_{N-DK} = 25, N = 500; ANOVA-Ansatz: Varianzheterogenität Fruchtwechsel*Stalldung-N (zufälliger Effekt: Fruchtwechsel, fixe Effekte: Mineral-N, Stalldung-N, Mineral-N*Stalldung-N), adjustierte Mittelwerte der N-Düngungskombinationen mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test nicht signifikant (p < 0,05)

Höhere Mineral-N-Gaben von 150 und 200 kg ha⁻¹ Mineral-N waren dagegen mit einer deutlichen Zunahme der THG-Emissionen verbunden. Ausgehend von der N-Nullvariante konnten mit dem zunehmenden Einsatz von Stalldung-N bis 200 kg ha⁻¹ N signifikant geringere produktbezogene THG-Emissionen von bis zu 91 % beobachtet werden. Die geringsten THG-Emissionen von 2,5 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹ im Vergleich aller Prüfglieder wurden bei alleiniger Stalldüngung von 200 kg ha⁻¹ organisch-N erreicht. Deutlich geringere THG-Emissionen im Vergleich zu den reinen Mineral-N-Varianten konnten bei 50 und 100 kg ha⁻¹ Mineral-N ab 150 kg ha⁻¹ organisch-N und bei 150 und 200 kg ha⁻¹ Mineral-N ab einer Stalldüngung von 100 kg ha⁻¹ N beobachtet werden.

Tabelle 13 zeigt die produktbezogenen THG-Emissionen unter Berücksichtigung der Bodenkohlenstoff-Veränderungen mithilfe nicht linearer Regressionsfunktionen im Zeitraum 2001-2010. Die Ergebnisse zeigen, dass bei alleiniger Mineral-N-Düngung bis 100 kg ha⁻¹ a⁻¹ N im Vergleich zur N-Nullvariante keine Unterschiede in der Höhe der produktbezogenen THG-Emissionen bestehen. Signifikant höhere THG-Emissionen im Vergleich zu 100 kg ha⁻¹ a⁻¹ Mineral-N von 35 und 60 % sind mit Düngergaben von 150 und 200 kg ha⁻¹ a⁻¹ Mineral-N verbunden. Die alleinige Düngung mit Stalldung zeigte in allen N-Düngungsstufen signifikant geringere THG-Emissionen als N-Mineraldüngergaben in gleicher Höhe sowie der ungedüngten Kontrolle.

Tabelle 13: Produktbezogene THG-Emissionen im Dauerfeldversuch Groß Kreutz (2001-2010, kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹) C_r-Bodenänderung kalkuliert für Zeitraum 2001-2010 mithilfe der nicht linearen Regression (Ansatz 5)

N-Düngungskombination						
Stalldung-N (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	Mineral-N (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)					
	0	50	100	150	200	
0	19,9 il	20,2 il	21,7 jl	29,2 mo	34,8 p	
50	15,4 dgh	18,2 hijk	22,3 kl	28,6 mn	33,9 op	
100	13,5 cef	17,6 fhij	22,1 kl	23,7 l	29,4 m	
150	6,2 a	11,3 bcd	16,8 ehi	23,4 l	29,2 m	
200	10,4 b	14,9 eg	20,7 jl	27,4 m	32,3 nop	

Statistische Auswertung ZIMMER 2016; Datenbasis: Parzellenwerte der GE-Erträge (Silomais + Winterroggen [Korn + Stroh]), n_{FW} = 5, n_{N-DK} = 25, N = 500; Parzellenwerte der kalkulierten THG-Emissionen, n_{BU} = 3, n_{N-DK} = 25, N = 500; ANOVA-Ansatz: Varianzheterogenität Fruchtwechsel*Stalldung-N (zufälliger Effekt: Fruchtwechsel, fixe Effekte: Mineral-N, Stalldung-N, Mineral-N*Stalldung-N), adjustierte Mittelwerte der N-Düngungskombinationen mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test nicht signifikant (p < 0,05)

Im Vergleich aller untersuchten Prüfglieder ergab der alleinige Einsatz von 150 kg ha⁻¹ a⁻¹ Stalldung-N die geringsten THG-Emissionen von 6,2 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹ im Untersuchungszeitraum. Höhere Stalldungsgaben von 200 kg ha⁻¹ a⁻¹ organisch-N führten zu einem Anstieg der produktbezogenen THG-Emissionen um 67 % auf 10,4 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹. Im Vergleich zur alleinigen Mineral-N-Düngung erreichten die Kombinationen von 150 kg ha⁻¹ a⁻¹ organisch-N und 50 beziehungsweise 100 kg ha⁻¹ a⁻¹ Mineral-N sowie 100 kg ha⁻¹ a⁻¹ organisch-N kombiniert mit 150 beziehungsweise 200 kg ha⁻¹ a⁻¹ Mineral-N signifikant geringere THG-Emissionen von bis zu 44 %.

In Abbildung 20 sind die Unterschiede der geprüften methodischen Ansätze zur Berücksichtigung der Bodenkohlenstoff-Veränderungen in der produktbezogenen THG-Bilanz relativ zum Ansatz 1 (Bilanz ohne Bodenkohlenstoff-Veränderungen) der mit Stalldung gedüngten Prüfglieder dargestellt. Zu erkennen ist, dass der geprüfte Ansatz 2 die THG-Bilanz am stärksten beeinflusst.

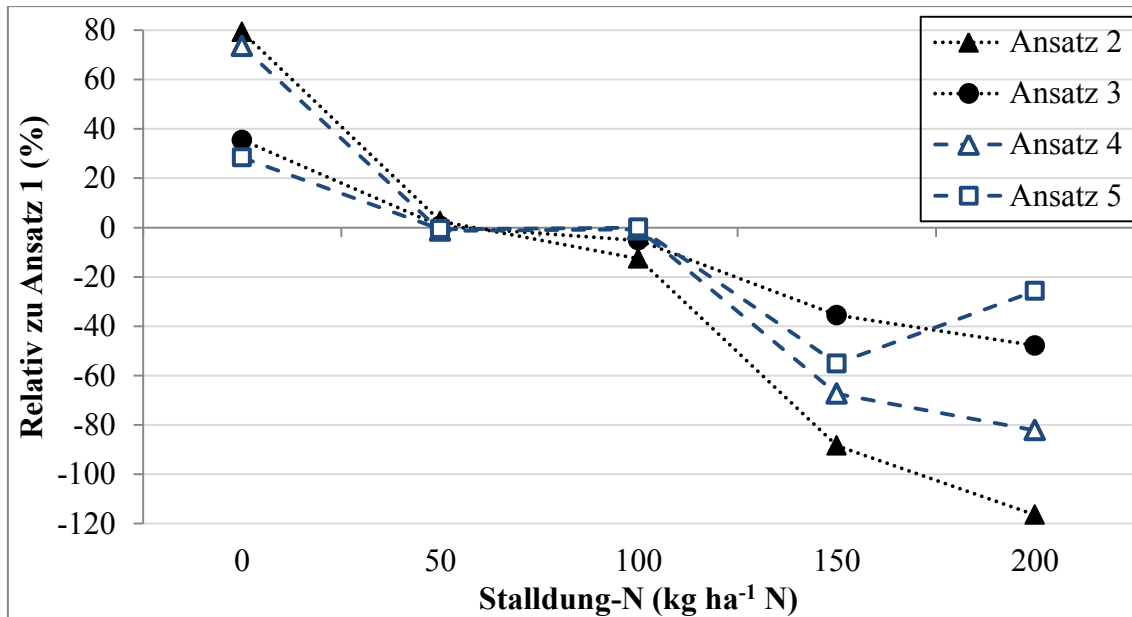


Abbildung 20: Relative Abweichungen der produktbezogenen THG-Emissionen (%) geprüfter methodischer Ansätze 2-5 (siehe Tabelle 6) zur Berücksichtigung der Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Vergleich zum Ansatz 1 (THG-Bilanz ohne Bodenkohlenstoff-Veränderungen) im Dauerfeldversuch Groß Kreutz

Die Berücksichtigung der Kohlenstofffreisetzung in der ungedüngten Kontrolle im Ansatz 2 (insgesamt $27,8 \text{ kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$) führt zu etwa 79 % höheren produktbezogenen THG-Emissionen im Vergleich zum Ansatz 1 ($15,5 \text{ kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$, Bilanz ohne Bodenkohlenstoff-Veränderungen). Im Prüfglied mit 200 kg ha^{-1} Stallung-N fielen die THG-Emissionen des Ansatzes 2 ($-2,3 \text{ kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$), bedingt durch die Berücksichtigung des im Boden gespeicherten Kohlenstoffs, um 116 % geringer aus als beim Ansatz 1 ($14 \text{ kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$). Mit dem Ansatz 3 (Bodenkohlenstoff-Veränderungen für 100 Jahre) werden die Bodenkohlenstoff-Veränderungen weniger stark berücksichtigt als mit Ansatz 2. Die Abweichungen von Ansatz 3 im Vergleich zum Ansatz 1 reichen von 36 % höheren THG-Emissionen in der ungedüngten Kontrolle bis hin zu 48 % geringeren THG-Emissionen bei $200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ organisch-N. Ansatz 4 (lineare Regression) zeigt in der ungedüngten Kontrolle etwa 30 % höhere THG-Emissionen aus Bodenkohlenstoff-Veränderungen. Bei 150 und $200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ organisch-N fallen die THG-Emissionen im Vergleich zu Ansatz 1 um 67 und 82 % geringer aus. Die produktbezogenen THG-Emissionen der ungedüngten Kontrolle des Ansatzes 5 (nichtlineare Regression) fielen im Vergleich zu Ansatz 1 um 28 % höher aus. In den Düngungsstufen 150 und $200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ organisch-N waren die THG-Emissionen dagegen, bedingt durch die Speicherung von Bodenkohlenstoff, um 55 und 26 % geringer. Bei allen fünf geprüften methodischen Ansätzen zeigten sich bei 50 und 100 kg ha^{-1} organisch-N nur geringe Unterschiede in den THG-Bilanzen. Insge-

samt ergeben sich je nach methodischem Ansatz zur Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen Unterschiede in der produktbezogenen THG-Bilanz von bis zu 120 %.

Nach MLUV (2009a) liegt der standortspezifisch optimale Fruchtfolgeertrag im Dauerfeldversuch am Standort Groß Kreutz bei $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$ aus kombinierter Stallmist- und Mineraldüngung. In Tabelle 14 sind für jede der fünf geprüften Ansätze (Tabelle 9 bis Tabelle 13) die drei Prüfglieder mit den geringsten THG-Emissionen in einem Ranking abgebildet. Für die Erstellung der Rangfolge wurden nur Prüfglieder berücksichtigt, deren Ertrag sich vom standortspezifisch optimalen Fruchtfolgeertrag nicht signifikant unterscheidet. Es entfallen demnach die Prüfglieder ohne Mineral-N bis einschließlich $150 \text{ kg Stalldung-N}$ sowie das Prüfglied mit 50 kg ha^{-1} Mineral-N ohne Stalldung-N (siehe Abbildung 18). Zusätzlich sind in Tabelle 14 die Prüfglieder hervorgehoben, bei denen der nach MLUV (2009a) maximal zulässige N-Bilanzüberschuss von $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ laut DÜNGEVERORDNUNG (2007) nicht überschritten wird.

Tabelle 14: Ranking geprüfter methodischer Ansätze zur Berücksichtigung der Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Dauerfeldversuch am Standort Groß Kreutz

Ran- king	Geprüfter Ansatz									
	1		2		3		4		5	
	PG	THG	PG	THG	PG	THG	PG	THG	PG	THG
1	M1O5	14,0 a	M1O5	-2,3 a	M1O5	7,3 a	M1O5	2,5 a	M1O5	10,4 a
2	M2O4	17,6 a	M2O5	-1,5 a	M2O5	10,4 a	M2O5	8,0 b	M2O4	11,3 a
3	M2O3	17,6 a	M2O4	4,3 b	M2O4	12,3 a	M2O4	9,7 c	M2O5	14,9 b

■ N-Bilanzüberschuss des Prüfgliedes laut MLUV (2009a) $\leq 60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$

PG= Prüfglied; THG= Produktbezogene THG-Emissionen ($\text{kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$); M= mineralische N-Düngung mit KAS; O= organische N-Düngung mit Stalldung; 1= $0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; 2 = $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; 3 = $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; 4 = $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; 5 = $200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; adjustierte Mittelwerte der N-Düngungskombinationen des jeweiligen Ansatzes mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich im Tukey-Test nicht signifikant ($p < 0,05$); Berücksichtigt sind nur Prüfglieder, die sich im GE-Ertrag nicht signifikant vom Prüfglied M3O2 unterscheiden.

Unabhängig vom geprüften Ansatz ergibt sich anhand der Auswertungen, unter dem Aspekt gleichbleibender Erträge und gleichzeitiger THG-Minderung ein Optimum bei 200 kg ha^{-1} Stalldung-N ohne Mineral-N. Bei den Ansätzen 1 und 3 konnten zwischen allen drei Prüfgliedern und bei den Ansätzen 2 und 4 zwischen den ersten beiden Prüfgliedern mit den geringsten THG-Emissionen der Rangfolge keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Bei Berücksichtigung der gesetzlichen Vorgaben der DÜNGEVERORDNUNG (2007) ergibt sich, dass die Kombination aus 50 kg ha^{-1} Mineral-N und 150 kg ha^{-1} Stalldung-N in allen fünf geprüften Ansätzen in Bezug auf die THG-Emissionen die optimale Variante ist. Das zuvor ermittelte Optimum von 200 kg ha^{-1}

Stalldung-N ohne mineralische N-Düngung bei allen geprüften Ansätzen liegt nach MLUV (2009a) oberhalb des maximal zulässigen Bilanzüberschusses von 60 kg ha⁻¹ N.

4.2 Fallstudie (Agrarunternehmen im Land Brandenburg)

Ausgehend von den erzielten Ergebnissen aus den beiden Dauerfeldversuchen werden im Folgenden die Resultate einer Fallstudie am Beispiel eines Agrarunternehmens, welches auf vergleichbaren Standorten wirtschaftet, dargestellt.

4.2.1 Treibhausgasbilanzen

In der Tabelle 15 ist die Datenbasis für die Berechnung der THG-Bilanzen im untersuchten Agrarunternehmen differenziert nach Fruchtarten dargestellt.

Tabelle 15: Anbauumfang, N-Düngung und Erträge differenziert nach Fruchtarten im untersuchten Agrarunternehmen in den Erntejahren 2010-2014

Fruchtarten	Anbaufläche (ha)			N-Düngung (kg ha ⁻¹ N)						Ertrag (dt ha ⁻¹ GE)		
				Mineralisch			Organisch					
	Ø	Min	Max	Ø	Min	Max	Ø	Min	Max	Ø	Min	Max
Getreide												
Winterweizen	20	0	70	126	120	131	20	0	59	58	43	81
Wintergerste	116	84	171	93	77	101	23	0	57	50	32	74
Wintertriticale	265	199	321	95	80	108	20	6	32	51	37	58
Winterroggen	687	564	789	77	68	90	35	27	48	38	22	50
Sommerroggen	24	11	32	2	0	7	107	75	165	28	19	35
Körnermais	259	149	372	8	1	14	101	81	121	71	51	104
Futterpflanzen												
Silomais	594	472	708	8	1	14	101	81	121	99	83	112
Luzerne	84	70	99	6	0	32	0	0	0	62	50	71
Sudangras	67	0	103	5	0	15	96	79	106	72	63	84
GPS*	50	0	132	95	90	107	17	0	44	53	17	84
LKS*	29	24	35	10	5	14	101	81	121	75	54	98
Ölpflanzen												
Winterraps	407	364	438	122	107	137	56	45	71	34	14	50
Sonnenblume	65	0	121	6	0	24	63	43	89	23	19	28
Körner- leguminosen												
Erbse	22	0	55	0	0	0	0	0	0	22	13	30
Lupine	32	26	33	0	0	0	8	0	32	15	10	20

* GPS = Ganzpflanzensilage verschiedener Fruchtarten
(Winterroggen, Wintertriticale, Winterweizen, Wintergerste)

LKS = Lieschkolbenschrot

Im Mittel der Erntejahre 2010-2014 wurden auf der verfügbaren Ackerfläche im untersuchten Landwirtschaftsbetrieb 51 % Getreide, 30 % Futterpflanzen, 17 % Ölpflanzen sowie 2 % Körnerleguminosen angebaut. Die drei am häufigsten angebauten Ackerkulturen waren Winterroggen, Silomais und Winterraps. Nicht alle der 15 untersuchten Feldfrüchte wurden in allen Erntejahren angebaut. So wurden Erbsen lediglich 2010 und 2011 kultiviert. Der Winterweizen-Anbau beschränkt sich auf die Erntejahre 2010, 2011 und 2014. Sudangras, GPS und Sonnenblume wurden in vier von fünf untersuchten Erntejahren auf den Ackerflächen kultiviert. Zu allen übrigen Feldfrüchten liegen durchgehend fünfjährige Anbaudaten und Ernteergebnisse vor. Zu allen Feldfrüchten, außer den Leguminosen Luzerne und Erbse wurden organische Düngemittel eingesetzt. Dabei sind Mais (Silo- und Körnermais sowie LKS), Sudangras, Sonnenblume und Sommerroggen im Verhältnis 90 % organischer und 10 % mineralischer Stickstoff gedüngt worden. Der Mais wurde beispielsweise überwiegend mit Gärresten aus der betriebseigenen Biogasanlage, Rindergülle, Rinderdung und Hühnertrockenkot gedüngt. Die Fruchtarten Wintertriticale, Wintergerste, Winterweizen und GPS erhielten demgegenüber zu etwa 80 % mineralischen und 20 % organischen Stickstoff. Winterroggen und Winterraps wurden zu etwa 70 % mit Mineral-N gedüngt. Insgesamt erfolgten zum Winterraps und Winterweizen mit 126 und 122 kg ha⁻¹ N die höchsten N-Gaben im Mittel der Fruchtarten in den Erntejahren 2010-2014. Die Leguminosen wurden erwartungsgemäß nicht, beziehungsweise kaum mit Stickstoff gedüngt. Beim Ertrag erzielte der Silomais mit 99 dt ha⁻¹ den mit Abstand höchsten GE-Ertrag im Untersuchungszeitraum, gefolgt von den Futterpflanzen LKS (75 dt ha⁻¹ GE) und Sudangras (72 dt ha⁻¹ GE). Beim Getreideanbau erreichte der Körnermais die höchsten Kornträge mit 71 dt ha⁻¹ GE. Darauf folgten Winterweizen und Wintertriticale mit 58 und 51 dt ha⁻¹ GE. Im Vergleich aller angebauten Ackerkulturen waren die GE-Erträge der angebauten Ölpflanzen und Körnerleguminosen am geringsten. Mit dem Anbau von Lupinen wurden im Mittel die geringsten GE-Erträge von lediglich 15 dt ha⁻¹ GE erzielt. Besonders auffällig beim Winterraps-Anbau ist die hohe Ertragsvariabilität der Erntejahre. So erreichte der Winterraps im Erntejahr 2011 lediglich 14 dt ha⁻¹ GE, während 2014 der Maximalertrag im Untersuchungszeitraum von 50 dt ha⁻¹ GE erzielt werden konnte.

Für die drei am häufigsten angebauten Wintergetreide-Arten Winterroggen, Wintertriticale und Wintergerste zeigten sich Unterschiede hinsichtlich der Vorfrucht. Winterraps war in den Erntejahren 2010-2014 zu 97 % die Vorfrucht von Wintergetreide. Winter-

roggen und Wintertriticale wurden zu etwa 50 % nach Mais und zu etwa 30 % nach der Blattfrucht Winterraps angebaut. Die Vorfrucht zu Wintergerste war hingegen zu fast 75 % die Fruchtart Winterraps. Hinsichtlich der Bodengüte zeigten sich beim Anbau ebenfalls Unterschiede. Die mittlere Ackerzahl beim Winterroggen-Anbau lag bei 24. Wintertriticale wurde im Mittel der Erntejahre 2010 bis 2014 auf Flächen mit Ackerzahl 26 und Wintergerste mit Ackerzahl 27 angebaut. Silomais stand im Mittel auf Ackerflächen mit Ackerzahl 25 und Winterraps auf Schlägeinheiten mit Ackerzahl 26.

Tabelle 16 zeigt die ermittelten Treibhausgas-Emissionen im untersuchten Landwirtschaftsbetrieb bei unterschiedlichen Fruchtarten.

Tabelle 16: Flächenbezogene THG-Emissionen ($\text{kg ha}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$) differenziert nach Quellen und Fruchtarten im untersuchten Agrarunternehmen im Mittel der Erntejahre 2010-2014

Fruchtarten	Saatgut	PSM	Mineralische Grunddüngung	Mineral-N	Organisch-N	Agrotechnik	EWR	Gesamt
$\text{kg ha}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$								
Getreide								
Winterweizen	134	4	56	1484	0	206	62	1946
Wintergerste	122	16	60	1094	42	224	56	1614
Wintertriticale	132	8	56	1107	38	215	51	1607
Winterroggen	60	14	56	903	65	224	31	1353
Sommerroggen	77	4	56	21	197	279	39	673
Körnermais	166	14	56	86	191	364	133	1010
Futterpflanzen								
Silomais	166	14	56	82	191	400	31	939
Luzerne	23	2	180	76	4	469	24	778
Sudangras	27	20	56	188	187	310	22	810
GPS*	86	5	56	1122	40	195	86	1591
LKS*	166	14	56	86	191	351	146	1009
Ölpflanzen								
Winterraps	6	24	88	1429	104	280	77	2010
Sonnenblume	9	19	56	69	117	233	130	633
Körnerleguminosen								
Erbse	133	21	56	0	0	207	111	528
Lupine	182	21	74	0	11	184	76	548

* GPS = Ganzpflanzensilage verschiedener Fruchtarten
(Winterroggen, Wintertriticale, Winterweizen, Wintergerste)

LKS = Lieschkolbenschrot

Die Untersuchungen zeigen, dass die Emissionen der angebauten Ackerkulturen in weiten Grenzen variieren. Beim Getreideanbau verursachte der Winterweizen die höchsten THG-Emissionen mit $1946 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$ im Mittel der Erntejahre 2010-2014. Bei Betrachtung einzelner Emissionsquellen ergibt die Anwendung von Mineral-N mit $1484 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$ den größten Anteil an den Gesamtemissionen von Winterweizen. Wintergerste und Wintertriticale emittierten, bedingt durch den geringeren Einsatz von Mineral-N, etwa $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$ weniger Emissionen als der Winterweizen. Die THG-Emissionen von Winterroggen waren mit durchschnittlich $1350 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$ deutlich niedriger als die der übrigen Wintergetreide-Arten. Beim Anbau von Körnermais wurden deutlich höhere THG-Emissionen durch Agrotechnik, organische Düngung sowie EWR verursacht, als beim Anbau von Wintergetreide. Bedingt durch den geringen Einsatz an Mineral-N erreichte der Körnermais allerdings deutlich geringere THG-Emissionen im Vergleich mit Wintergetreide. Sommerroggen verursachte mit $673 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$ die geringsten THG-Emissionen im Getreideanbau. Beim Futterpflanzen-Anbau emittierte GPS mit $1591 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$ die höchsten und Luzerne mit $778 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$ die geringsten THG-Emissionen. Sudangras, Silomais und LKS lagen mit THG-Emissionen von 778 bis $1009 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$ dazwischen. Beim Ölpflanzen-Anbau fällt auf, dass der Winterraps ($2010 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$), bedingt durch den hohen Einsatz von Mineral-N, mehr als dreimal so hohe THG-Emissionen verursachte wie der Sonnenblumen-Anbau mit $633 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$.

Beim Vergleich aller untersuchten Feldfrüchte war der Anbau von Winterraps und Winterweizen mit den höchsten THG-Emissionen je Flächeneinheit verbunden. Der Leguminosen-Anbau von Erbse und Lupine emittierte hingegen die geringsten Emissionen an landwirtschaftlich bedingten Treibhausgasen. Insgesamt betrachtet, war die ackerbauliche Bodennutzung von etwa 2700 ha mit THG-Emissionen in Höhe von zirka $3500 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$ verbunden. Bezogen auf einen Hektar Ackerfläche betragen die THG-Emissionen im untersuchten Agrarunternehmen etwa $1300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$.

Die produktbezogenen THG-Emissionen variieren im Unternehmen zwischen 10 und $60 \text{ kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$ (Abbildung 21). Silomais verursachte im Mittel der Erntejahre 2010 bis 2014 mit $10 \text{ kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$ die geringsten THG-Emissionen, mit einer im Vergleich geringen jahresbedingten Schwankungsbreite von 8 bis $11 \text{ kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$. Gefolgt von Sudangras, Luzerne, LKS und Körnermais, die im Mittel $12\text{-}14 \text{ kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$ an THG-Emissionen emittierten.

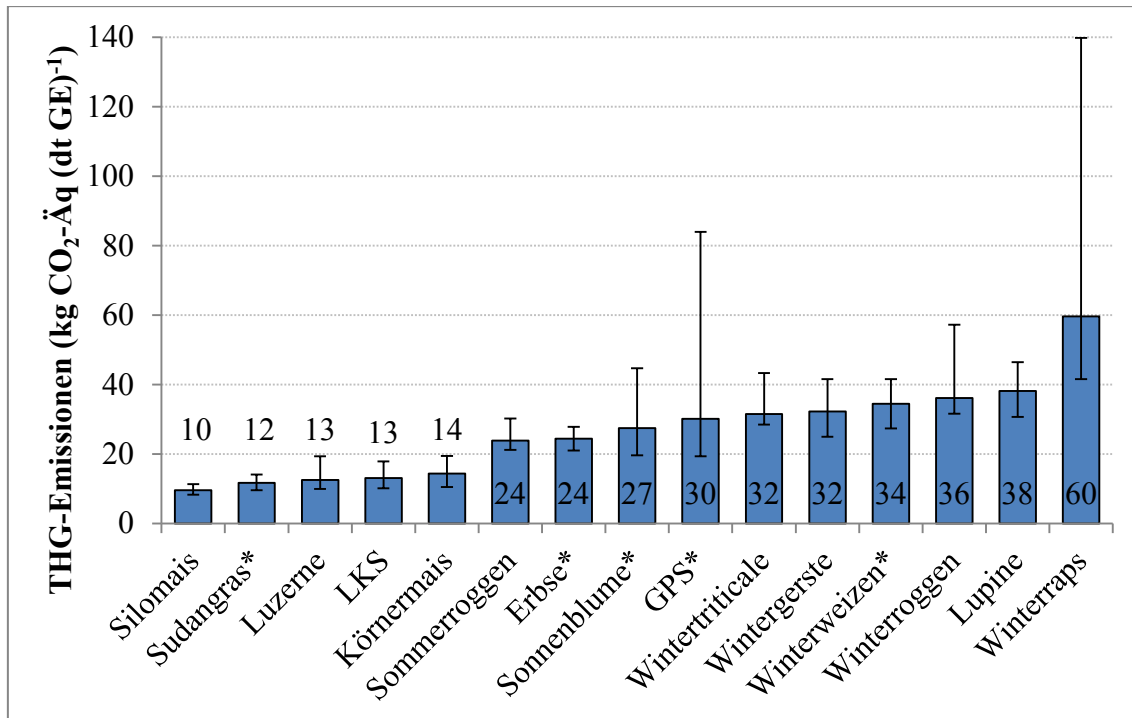


Abbildung 21: Produktbezogene THG-Emissionen (kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹) angebaute Fruchtar-
ten im untersuchten Agrarunternehmen (2010-2014)

Legende: Mittelwert: n = 5 Erntejahre, * n = 2 bis 4 Erntejahre; Fehlerbalken = Mini-
mum, Maximum; GPS = Ganzpflanzensilage verschiedener Fruchtar-
ten (Winterroggen, Wintertriticale, Wintergerste); LKS = Lieschkolbenschrot

THG-Emissionen zwischen 24 und 30 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹ wurden durch die Acker-
kulturen Sommerroggen, Erbse, Sonnenblume und den Anbau von GPS verursacht. Da-
bei zeigte der GPS-Anbau die größte jahresbedingte Variabilität in der Höhe der Emis-
sionen. Bedingt durch einen geringen GPS-Ertrag von 19 dt ha⁻¹ GE im Jahr 2011, er-
reichte der GPS-Anbau 2011 eine maximale Emissionshöhe von
84 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹.

Beim Anbau von Wintergetreide zeigten Wintertriticale und Wintergerste vergleichbare
THG-Emissionen von etwa 32 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹. Die THG-Emissionen von Win-
terweizen und Winterroggen lagen mit 34 bzw. 36 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹ etwas darüber,
wobei der Winterweizen in lediglich drei von fünf Untersuchungsjahren angebaut wur-
de. Die jährlichen Schwankungen beim Anbau von Winterroggen waren deutlich höher
als bei den übrigen Wintergetreide-Arten. Ursächlich war der geringe Roggenertrag von
21 dt ha⁻¹ GE im Erntejahr 2011, der einen Maximalwert von 57 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹
zur Folge hatte.

Winterraps verursachte mit Abstand die höchsten THG-Emissionen der untersuchten
Fruchtar-ten von durchschnittlich 60 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹, wobei der Anbau von Winter-
raps auch die höchste Variabilität in der Höhe der THG-Emissionen zwischen den Ern-
tejahren aufwies. Bedingt durch den niedrigen Ertrag von lediglich 13 dt ha⁻¹ GE im

Jahr 2011 lagen die THG-Emissionen bei etwa $140 \text{ kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$. Im Erntejahr 2014 wurden hingegen Emissionen von $42 \text{ kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$ beim Winterraps erreicht.

4.2.2 Treibhausgas-Minderungspotenziale

Auf der Grundlage der in Kapitel 4.2.1 vorgestellten Treibhausbilanzen im untersuchten Praxisbetrieb konnten Szenarien zur THG-Minderung erstellt werden. Zur Abschätzung betriebswirtschaftlicher Auswirkungen von THG-Minderungsmaßnahmen wurden neben den THG-Emissionen, Flächen-, Fruchtfolge- und Düngungsrestriktionen auch die Deckungsbeiträge der fünfjährig angebauten Fruchtarten berücksichtigt.

Deckungsbeiträge

In Abbildung 22 sind die Deckungsbeiträge (DB) der analysierten Fruchtarten im untersuchten Landwirtschaftsbetrieb abgebildet.

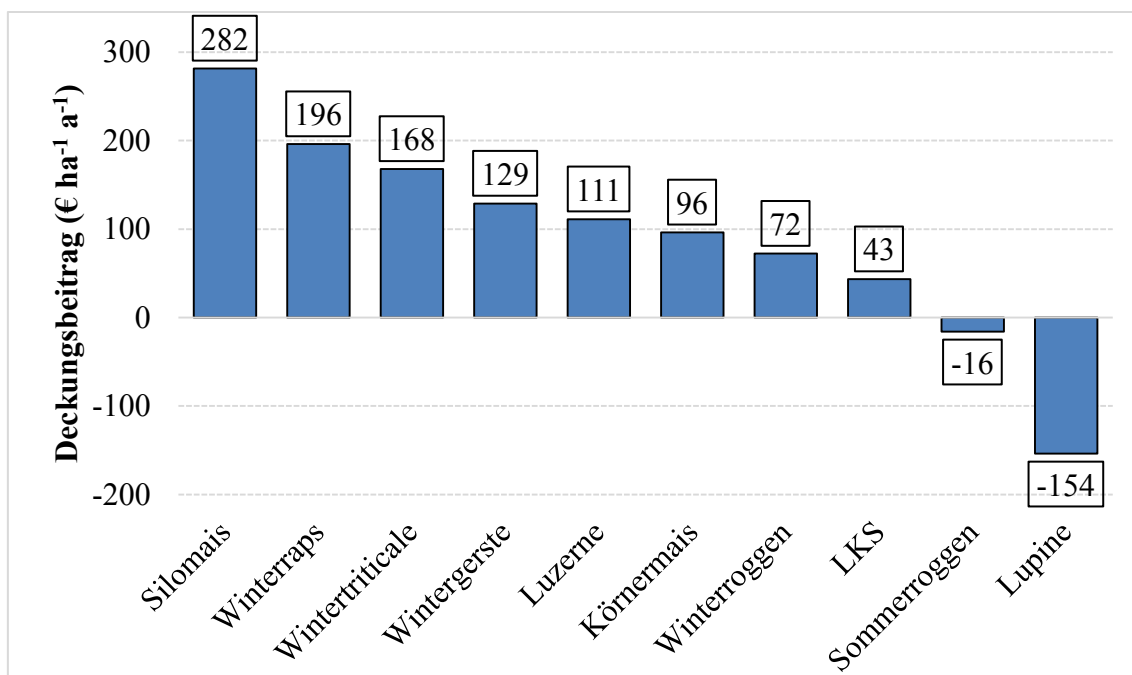


Abbildung 22: Deckungsbeiträge betrachteter Fruchtarten im untersuchten Agrarunternehmen im Mittel der Erntejahre (2010-2014)

Die Fruchtart Silomais zeigte den höchsten DB in Höhe von $282 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Mittel der Erntejahre 2010-2014. Gefolgt von den Fruchtarten Winterraps, Wintertriticale, Wintergerste und Luzerne mit Deckungsbeiträgen zwischen 196 und $111 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Zu beachten ist, dass Silomais und Luzerne ausschließlich betriebsintern in der Milchviehhaltung beziehungsweise als Gärsubstrat in der Biogasanlage eingesetzt werden. Der Erlös wird auf Basis des Methanbildungsvermögens mithilfe einer betrieblichen Preisstaffel ermittelt. Körnermais, Winterroggen und Lieschkolbenschrot erzielten Deckungsbeiträge

zwischen 96 und 43 € ha⁻¹ a⁻¹. Der DB von Winterroggen beinhaltet sowohl Hybrid- und Populationssorten als auch Konsum- und Vermehrungsroggen.

Bei Sommerroggen und Lupine konnten keine positiven DB erzielt werden. Besonders fällt dabei die Lupine mit einem negativen Deckungsbeitrag von -154 € ha⁻¹ a⁻¹ auf.

Restriktionen

Neben dem DB der einzelnen Fruchtarten wurden im LP-Modell (siehe Kapitel 3.2.2) die in Tabelle 17 dargestellten betrieblichen Vorgaben und Fruchtfolgerestriktionen berücksichtigt. Damit wird sichergestellt, dass sich die Erreichung von Zielvorgaben zur THG-Minderung im LP-Modell innerhalb der betrieblichen Grenzen bewegt. Das ist innerhalb des Unternehmens die verfügbare landwirtschaftliche Nutzfläche, die Sicherstellung von Futter und Gärsubstraten für die betriebseigene Tierhaltung und Biogasanlage sowie die Fruchtfolgerestriktionen. In Zusammenarbeit mit dem betrieblichen Management und in Anlehnung an LfULG (2008) konnten die nachfolgend dargestellten Flächenrestriktionen abgeleitet werden.

Tabelle 17: Flächenrestriktionen für den Anbau verschiedener Ackerkulturen im untersuchten Agrarunternehmen

Fruchtarten	Anbaufläche			
	Min. (%)	Grund	Max. (%)	Grund
Wintergerste	0	keine Restriktion	15	Stroh nur bedingt einsetzbar
Wintertriticale	7	Stroh	25	Fruchtfolge ¹⁾
Winterroggen	16	Stroh/leichte Standorte	33	Fruchtfolge ¹⁾
Sommerroggen	1	Saatgut für Zwischenfrucht	2	Saatgut für Zwischenfrucht
Mais (Silo-, Körnermais, LKS)	31	Futter/Substrat	45	Fruchtfolge
Silomais	22	Futter/Substrat	35	Fruchtfolge
Luzerne	4	Futter/Substrat	8	Silokapazität; bedingt marktfähig
Winterraps	0	keine Restriktion	25	Fruchtfolge ¹⁾
Lupine	0	keine Restriktion	17	Fruchtfolge ¹⁾

1)Fruchtfolgerestriktionen in Anlehnung an LfULG (2008)

LKS= Lieschkolbenschrot

Anhand des Futter- und Substratbedarfs für die Milchviehfütterung und die Biogasanlage wurde festgelegt, dass der Maisanteil mindestens 31 % der verfügbaren Ackerfläche im Betrieb betragen muss. Mindestens 22 % der Fläche müssen dabei als Silomais geerntet werden. Insgesamt wird der Maisanbau auf maximal 45 % in der Fruchtfolge begrenzt, wobei der Silomais-Anteil 35 % (952 ha) nicht übersteigen darf. Luzerne darf,

bedingt durch den Futter- und Substratbedarf, eine Anbaufläche von 4 % nicht unterschreiten. Eine maximale Anbaufläche von 8 % darf aufgrund der geringen Marktfähigkeit von Luzernesilage hingegen nicht überschritten werden. Winterroggen muss wegen der sehr leichten Sandstandorte und der notwendigen Strohmenngen für die Tierhaltung auf mindestens 16 % (435 ha) angebaut werden. Beim Anbau von Wintertriticale wird die minimale Anbaufläche ebenfalls durch den Strohbedarf bestimmt. Die maximale Anbaufläche der Wintergetreide-Arten wird im Wesentlichen durch die Fruchtfolgerestriktionen bestimmt. Sommerroggen als Hauptfrucht wird im untersuchten Agrarunternehmen zur Erzeugung von Zwischenfrucht-Saatgut angebaut. Danach richtet sich auch die minimale und maximale Sommerroggen-Anbaufläche von 27 und 54 Hektar jährlich. Für den Anbau von Winterraps und Lupine gelten maximale Fruchtfolgerestriktionen von 25 beziehungsweise 17 %.

Zusätzlich zu den dargestellten Restriktionen wurden die für den Ackerbau verfügbaren organischen N-Düngemittel aus der Tierhaltung und der Biogasproduktion als Restriktion in das Modell einbezogen. Die im Mittel 2010-2014 jährlich im Betrieb anfallenden 146 Tonnen organischer Stickstoff werden als gegeben angesehen und können durch das LP-Modell nicht verändert werden.

Außerdem kann im Modell eine maximale Ackerflächen-Ausstattung von 2498 Hektar im Mittel aller fünfjährig angebauten Fruchtarten nicht überschritten werden. Die Verringerung von Ackerfläche, um die THG-Emissionen durch die Einstellung der Bewirtschaftung zu minimieren ist im Modell nicht zugelassen.

Szenarien zur THG-Minderung

Tabelle 18 zeigt die Veränderungen in der Anbaufläche bei unterschiedlichen THG-Minderungsvorgaben, wobei keine THG-Minderung (0 %-Szenario) die Ist-Situation im Mittel der Erntejahre 2010 bis 2014 darstellt.

Beim Getreide würde der Anbau von Wintergerste bereits bei einem THG-Minderungsziel von 5 % vollständig eingestellt werden. Bei Wintertriticale hätte dieses Minderungsziel eine Ausdehnung der Anbaufläche auf 681 Hektar zur Folge und wäre damit bereits durch die Fruchtfolgerestriktion im Anbau begrenzt. Der Anbau von Winterroggen würde um etwa 250 Hektar (37 %) auf das betriebsbedingt notwendige Minimum (siehe Anbaurestriktionen in Tabelle 17) reduziert werden. Körnermais würde im Anbau ebenfalls auf das betriebsbedingt notwendige Minimum von 100 ha sinken. Beim Futterpflanzen-Anbau erfolgt hingegen eine Ausdehnung im Anbau von Silomais und Luzerne.

Tabelle 18: Anbaufläche (ha) betrachteter Fruchtarten und mineralischer N-Düngereinsatz in Abhängigkeit der Treibhausgas-Minderung im untersuchten Agrarunternehmen

Fruchtarten	Treibhausgas-Minderung					
	0 %	-5 %	-10 %	-15 %	-20 %	-25 %
Getreide						
Wintergerste	116	0	0	0	0	0
Wintertriticale	265	681	681	541	374	208
Winterroggen	687	435	435	435	435	435
Sommerroggen	24	27	27	27	27	27
Körnermais	259	100	130	174	196	218
Futterpflanzen						
Silomais	594	913	953	953	953	953
Luzerne	84	142	217	217	217	217
LKS	29	29	29	29	29	29
Ölpflanzen						
Winterraps	407	171	26	0	0	0
Körnerleguminosen						
Lupine	32	0	0	122	266	410
Mineral-N-Düngung (kg ha ⁻¹ N)	59	52	45	38	32	26
	Minimal notwendige Anbaufläche (Flächenrestriktion) laut Tabelle 17					
	Maximal mögliche Anbaufläche (Flächenrestriktion) laut Tabelle 17					

So würden knapp 320 ha mehr Silomais und etwa 60 ha mehr Luzerne angebaut werden. Grund hierfür sind die hohen Deckungsbeiträge bei gleichzeitig geringen THG-Emissionen. Der Winterrapsanbau würde von derzeit etwa 400 ha auf etwa 170 ha sinken. Ein THG-Minderungsziel um 5 % hätte außerdem zur Folge, dass keine Lupine mehr angebaut werden würde.

Mit zunehmender THG-Minderung steigt der Silomais-Anteil im Betrieb und würde bereits bei einem THG-Minderungsziel von 10 % auf die maximal mögliche Anbaufläche von 953 Hektar steigen. Der Silomais ist damit die Feldfrucht mit der höchsten Anbaufläche im Vergleich aller angebauten Feldfrüchte. Auch der Luzerneanbau steigt mit zunehmender THG-Minderung auf die betriebsbedingt maximale Anbaufläche und verbleibt ebenso wie der Silomais auf diesem Niveau. Winterraps würde ab THG-Minderungsvorgaben von 15 % nicht mehr angebaut werden. Auffallend ist, dass der Anbau von Lupine ab einer THG-Minderung von 15 % eine zunehmende Anbaubedeutung erlangt und sich beim Minderungsziel von 25 % auf 410 ha erhöhen würde. Der Wintertriticale-Anbau müsste mit zunehmenden THG-Minderungsvorgaben bis auf etwa 210 ha wieder eingeschränkt werden. LKS und Sommerroggen blieben bei allen Szenarien zur THG-Minderung nahezu unverändert in ihrer Anbaufläche. Für den An-

bau der untersuchten Fruchtarten wurden im Mittel $59 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ eingesetzt. Eine THG-Minderung um 5 % wäre mit einer Reduktion von etwa 12 % Mineral-N verbunden. Mit zunehmenden THG-Minderungsvorgaben sinkt der Einsatz von Mineral-N bis auf $26 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ (44 % gegenüber dem Mittel 2010 bis 2014) bei einem THG-Minderungsziel von 25 %.

Die THG-Minderung im Agrarunternehmen hätte neben den Veränderungen im Ackerflächen-Verhältnis auch erhebliche betriebswirtschaftliche Auswirkungen. Abbildung 23 zeigt die Deckungsbeiträge der untersuchten Fruchtarten in Abhängigkeit der dargestellten Szenarien zur THG-Minderung.

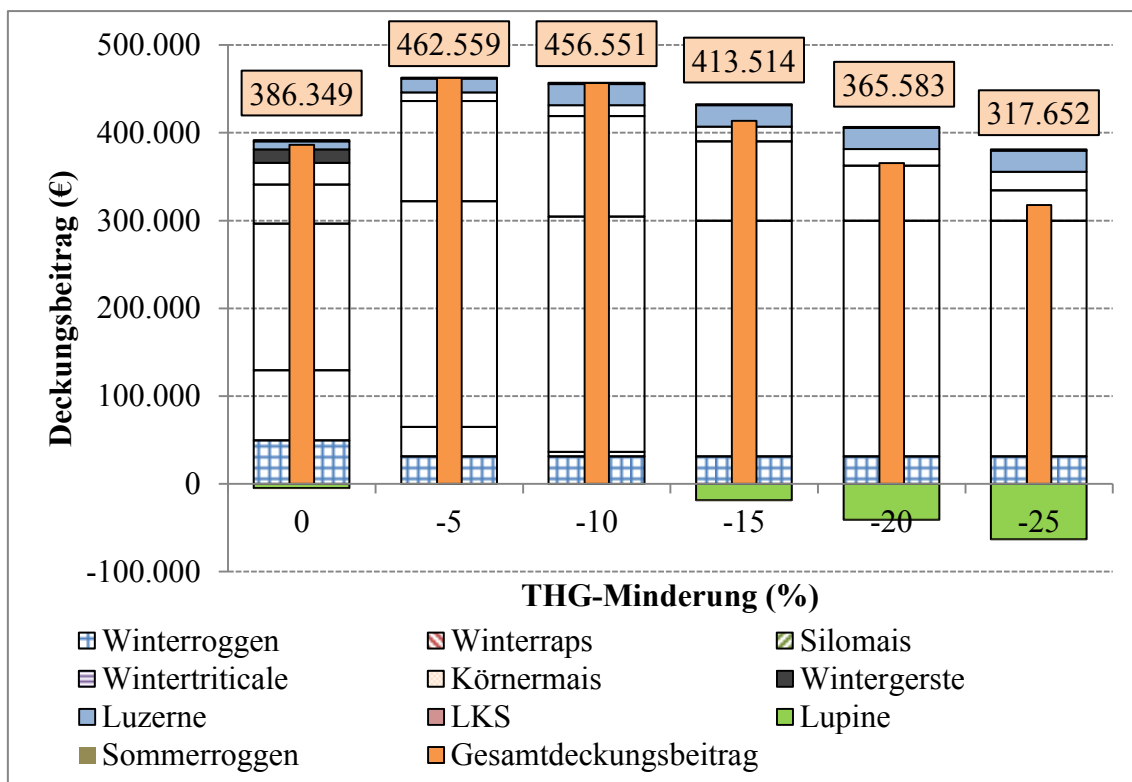


Abbildung 23: Deckungsbeiträge (€) betrachteter Fruchtarten in Anhängigkeit der THG-Minderung im untersuchten Agrarunternehmen (Mittel 2010-2014)

Ausgehend von einem Gesamtdeckungsbeitrag (GDB) von etwa 386 Tsd. Euro in Summe der untersuchten Fruchtarten würden THG-Minderungsvorgaben von 5 % den GDB zunächst auf etwa 463 Tsd. Euro erhöhen. Die Auswertungen zeigen weiter, dass bei einer THG-Minderung zwischen 5 und 10 %, mit den hier getroffenen Annahmen, der höchste GDB erzielt werden könnte. Dies bedeutet, dass sich das Ackerflächen-Verhältnis der angebauten Fruchtarten im untersuchten Unternehmen unter den Bedingungen des LP-Modells (Mittel 2010-2014) bisher nicht im betriebswirtschaftlichen Optimum befindet. THG-Minderungsvorgaben über das betriebswirtschaftliche Optimum (zwischen 5 und 10 % THG-Minderung) hinaus hätten wiederum eine Verringerung

rung des GDB zur Folge, wobei bis zu einer THG-Minderung von etwa 18 % ein gleicher GDB generiert werden könnte. Die Betrachtung einzelner Fruchtarten zeigt, dass bei zunehmenden THG-Minderungsvorgaben der GDB vor allem durch den Anbau von Silomais sichergestellt wird. Der zunehmende Anbau von Lupine ab einer THG-Minderungsvorgabe von 15 % und ein damit verbundener negativer DB von -154 € ha^{-1} hätten zur Folge, dass der GDB wieder sinkt.

Bezogen auf eine Tonne vermiedenes CO_2 -Äq zeigt sich, dass die Verringerung der THG-Emissionen um 5 % einen Mehrerlös von etwa 460 Euro generieren würde (Abbildung 24).

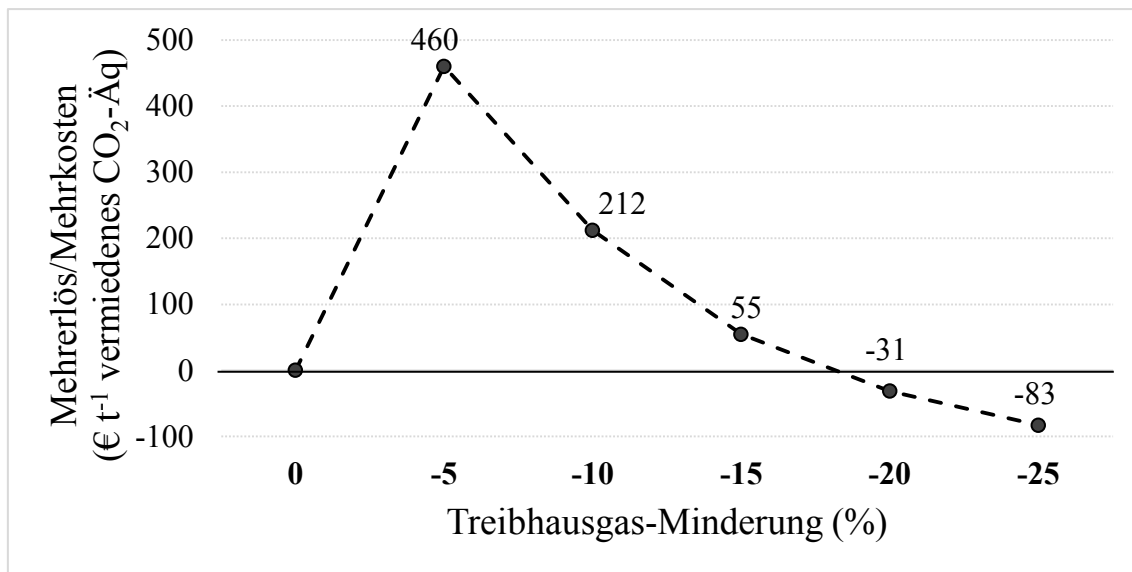


Abbildung 24: Betriebswirtschaftliche Auswirkungen von THG-Minderungsmaßnahmen im untersuchten Agrarunternehmen

Eine Reduktion der THG-Emissionen um 10 % erreicht gegenüber dem mittleren Anbauflächen-Verhältnis 2010 bis 2014 einen Mehrerlös von etwa 200 € t^{-1} vermiedenes CO_2 -Äq. Ab einem THG-Minderungsniveau von etwa 18 % könnte kein gleicher GDB wie im Mittel der Erntejahre 2010-2014 mehr erzielt werden, sodass sich ab diesem Punkt das Betriebsergebnis gegenüber dem Mittel der Erntejahre 2010-2014 verringern würde. THG-Minderungsvorgaben von 20 % beziehungsweise 25 % würden Kosten von 31 und 83 € t^{-1} vermiedenes CO_2 -Äq verursachen.

5 Diskussion

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden ausgewählte agrotechnische Maßnahmen verschiedener Bodennutzungssysteme abgebildet, welche die THG-Bilanz auf Sandböden beeinflussen. Im Fokus stehen dabei die THG-Minderungspotentiale, bei welchen sich die agrotechnischen Maßnahmen Fruchtfolge und N-Düngung als besonders einflussreich erwiesen haben. Darüber hinaus werden die damit in Zusammenhang stehenden Veränderungen im Bodenkohlenstoff-Vorrat betrachtet, da diese einen erheblichen Beitrag zur THG-Minderung leisten können (SMITH et al. 2006), jedoch bisher wenig Berücksichtigung finden (BRANDAO et al. 2013). Dauerfeldversuche bieten neben ihrem ursprünglichen Ziel, der Betrachtung acker- und pflanzenbaulicher Aspekte die Möglichkeit, aktuelle wissenschaftliche Fragestellungen wie Potenziale zur THG-Minderung abzuleiten.

Der Statische Strohdüngungs- und Fruchtfolgeversuch am Standort **Thyrow** eignet sich aufgrund seiner Prüffaktoren, den Einfluss von Fruchtfolge, Strohdüngung und mineralischer N-Düngung auf die THG-Bilanz zu untersuchen.

Die Ergebnisse zum Ernteertrag der untersuchten Fruchtfolgen am Standort Thyrow haben gezeigt, dass mit abnehmendem Getreideanteil in der Fruchtfolge eine deutliche Zunahme im GE-Ertrag in den Prüfgliedern mit Mineral-N-Düngung zu verzeichnen ist. Im Mittel aller Prüfglieder mit Mineral-N erreichte die Fruchtfolge mit Silomais und Kartoffeln über 40 % höhere GE-Erträge als die reine Getreidefruchtfolge. Die angebauten Fruchtarten Kartoffeln und Silomais erhielten je nach Mineral-N-Düngungsstufe zwischen 20 und 60 kg ha⁻¹ N mehr Mineralstickstoff als die angebauten Getreidearten. Grund für die höhere N-Düngung ist das höhere erwartete Ertragsniveau und der damit verbundene höhere Stickstoffbedarf von Silomais und Kartoffeln (DÜNGEVERORDNUNG 2017). Die Ergebnisse der untersuchten Fruchtfolgen am Standort Thyrow zeigten in den Prüfgliedern ohne N-Düngung, unabhängig vom Getreideanteil, ein vergleichbares Ertragsniveau. Es ist deshalb davon auszugehen, dass der höhere Ernteertrag gegenüber der reinen Getreidefruchtfolge auch durch die höhere Mineral-N-Düngung zu den Blattfrüchten Silomais und Kartoffeln hervorgerufen wird. Die Ergebnisse konnten außerdem zeigen, dass die betrachteten Fruchtarten unterschiedlich stark auf die N-Düngung reagieren. Ein direkter Vergleich der Fruchtfolgen hinsichtlich GE-Ertrag und Bodenkohlenstoff-Vorrat ist deshalb nur in den Prüfgliedern ohne Mineral-N möglich. Wie im Kapitel 3.3.1 beschrieben, wurde der GE-Ertrag zur Vergleichbarkeit unterschiedlicher

Fruchtfolgesysteme verwendet. Die Berechnung von Getreideeinheiten ist allerdings auch mit Unsicherheiten verbunden und eine Vergleichbarkeit unterschiedlicher Fruchtarten sowie verschiedener Studien ist nur begrenzt möglich. So sind beispielweise die anzusetzenden TS-Gehalte bei der Berechnung der GE nicht klar definiert. Eine weitere Unsicherheit entsteht durch die fehlende Klarheit bei der Einbeziehung von Nebenernteprodukten (Nahrungsmittelproduktion und Bruttobodenproduktion) (SCHULZE MÖNKING & KLAPP 2014, BMELV 2013). Trotzdem wird die Berechnung von GE im Rahmen landwirtschaftlicher Ökobilanzen vielfach angewandt und empfohlen, um die Erträge unterschiedlicher Fruchtarten bei der Ökobilanzierung gegenüberzustellen (BRANKATSCHK & FINKBEINER 2014).

Mit zunehmendem Getreideanteil in der Fruchtfolge konnte in den Prüfgliedern ohne Mineral-N eine Zunahme im Bodenkohlenstoff-Vorrat von bis zu 40 % beobachtet werden. Geringere Bodenkohlenstoff-Vorräte wurden folglich in der Fruchtfolge mit Kartoffeln und Silomais beobachtet. Nach VDLUFA (2014) sind die Fruchtarten Kartoffeln und Silomais durch einen hohen Humusreproduktionsbedarf von 760 bzw. 560 Humusäquivalenten $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ auf ertragsschwachen Standorten gekennzeichnet. Der Humusbedarf von Getreide liegt mit durchschnittlich 280 Humusäquivalenten $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ deutlich darunter. Ein Ausgleich dieses Humusreproduktionsbedarfs durch organische Düngung könnte im vorliegenden Versuch lediglich in den Prüfgliedern mit Strohdüngung erreicht werden. Allerdings zeigen die Ergebnisse im Versuch, dass eine positive Wirkung der Strohdüngung auf den Bodenkohlenstoff-Vorrat nicht nachgewiesen werden konnte. Untersuchungen von SCHWEITZER et al. (2015) zeigten ebenfalls nur einen geringen Effekt der Strohdüngung auf die Humusreproduktion und bestätigen eine übergeordnete Wirkung der Fruchtfolge auf den Bodenkohlenstoff-Vorrat im Versuch am Standort Thyrow. Folglich ist davon auszugehen, dass die Unterschiede im Bodenkohlenstoff-Vorrat vorrangig durch die Fruchtarten Kartoffeln und Silomais in der Fruchtfolge verursacht werden.

In Bezug auf die THG-Emissionen in Abhängigkeit der Fruchtfolge ist festzustellen, dass mit steigendem Getreideanteil in der Fruchtfolge ohne Mineral-N-Düngung sinkende produktbezogene THG-Emissionen einhergehen. Bei Berücksichtigung der Bodenkohlenstoff-Veränderungen wird dieser Effekt geringerer THG-Emissionen der Prüfglieder ohne Mineral-N-Düngung mit zunehmendem Getreideanteil in der Fruchtfolge noch verstärkt. Dies war zu erwarten, da der höhere Humusreproduktionsbedarf von Silomais und Kartoffeln im Vergleich zu Getreide (VDLUFA 2014, ALBERT &

GRUNERT 2013), auch mit höheren CO₂-Emissionen aus der Mineralisation von Bodenkohlenstoff verbunden ist. Bei Mineral-N-Düngung konnte dieser Effekt geringerer produktbezogener THG-Emissionen mit steigendem Getreideanteil in der Fruchtfolge allerdings nicht beobachtet werden. Grund dafür ist, dass insbesondere der Silomais im Vergleich zu Getreide durch die gesteigerte mineralische N-Düngung deutlich höhere Ertragszuwächse generierte. Aufgrund der Versuchsanordnung sind allerdings die zuvor beschriebenen Ergebnisse zur Fruchtfolge am Standort Thyrow nicht statistisch abgesichert. Die Auswirkungen der Fruchtfolge auf Ertrag, Bodenkohlenstoff und die Höhe der THG-Emissionen bedürfen deshalb noch weiterer wissenschaftlicher Untersuchungen. Zu beachten ist allerdings, dass Fruchtfolgen mit einem hohen Getreideanteil zur Zunahme fruchtfolgeabhängiger Schaderreger und mit der Kulturpflanze vergesellschafteter Unkräuter und Ungräser beitragen. Im Regelfall resultieren daraus Ertrags- und Qualitätseinbußen sowie ein erhöhter Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (DIEPENBROCK et al. 2012). Aus diesen Gründen sind sehr hohe Getreideanteile in der Fruchtfolge unabhängig von der Höhe der THG-Emissionen grundsätzlich problematisch.

Zur Wirkung der organischen Düngung in Form des anfallenden Strohs konnten zwischen den Prüfgliedern mit und ohne Stroh keine signifikanten Unterschiede bei den Prüfmerkmalen Ertrag, Kohlenstoff-Vorrat und THG-Emissionen festgestellt werden. Dies ist unabhängig davon, ob die Bodenkohlenstoff-Veränderungen bei der THG-Bilanzierung berücksichtigt wurden. Untersuchungen von POEPLAU et al. (2015) zur Strohdüngung in Dauerfeldversuchen auf Sandböden in Schweden zeigen ebenfalls einen geringen Einfluss der Strohdüngung auf den Bodenkohlenstoff. Signifikante positive Effekte der Strohdüngung auf den Bodenkohlenstoff-Vorrat konnten in den schwedischen und weiteren italienischen Dauerfeldversuchen erst bei Tongehalten im Boden von über 30 % festgestellt werden. ALBERT & GRUNERT (2013) gehen davon aus, dass der vergleichsweise schwache Effekt der Strohdüngung auf den Bodenkohlenstoff-Vorrat auf leichten Sandstandorten durch die geringen Strohmengen bedingt ist. LIU et al. (2014) bestätigen einen Zusammenhang zwischen der anfallenden Strohmenge und dem Tongehalt im Boden auf die Höhe der Bodenkohlenstoff-Vorräte. Bei Untersuchungen von ZIMMER et al. (2005) führte die Strohdüngung ohne N-Ausgleich auf Sandboden zu einem deutlichen Abbau der Boden-Kohlenstoffvorräte, während bei Strohdüngung mit N-Ausgleich die Vorräte über die Versuchsdauer konstant blieben. ZIMMER & ROSCHKE (2001) gehen davon aus, dass in getreidebetonten Fruchtfolgen die Reproduktion der organischen Bodensubstanz mit der Strohdüngung gewährleistet wer-

den kann. SCHWEITZER et al. (2015) untersuchten über einen Zeitraum von 24 Jahren im hier betrachteten Feldversuch (siehe Kapitel 3.1.1.2) am Standort Thyrow gleichermaßen die Wirkung der Strohdüngung auf Ertrag und Bodenkohlenstoff. In den Untersuchungen konnten ebenfalls keine signifikanten positiven Effekte der Strohdüngung auf den Ertrag nachgewiesen werden. Über die Zeit konnte durch die Strohdüngung zwar eine Verzögerung in der Abnahme der Bodenkohlenstoff-Vorräte sowie vereinzelt höhere Bodenkohlenstoff-Vorräte in den Strohdüngungsvarianten beobachtet werden. Die Autoren kommen jedoch zu dem Schluss, dass die Humusreproduktionsleistung der Strohdüngung am Standort Thyrow nur eine untergeordnete Rolle spielt.

Mit der Strohdüngung wird dem Boden neben Kohlenstoff auch Stickstoff zugeführt. Die dem Boden über das Stroh zugeführten N-Gesamtmenen sind, bedingt durch die geringen Strohmenen auf Sandböden (ALBERT & GRUNERT 2013) und den geringen N-Gehalten von etwa 5 kg N t^{-1} Stroh bei 86 % TS (DÜNGEVERORDNUNG 2007) vergleichsweise gering. Zusätzlich ist davon auszugehen, dass die im Stroh enthaltenen N-Mengen aufgrund des sehr hohen C:N-Verhältnisses von Getreidestroh im Boden nur sehr langsam mineralisiert werden (BLUME et al. 2010) und damit nur geringe N_2O -Emissionen entstehen. Schlussfolgernd kann postuliert werden, dass der Einfluss der Strohdüngung auf die Höhe der THG-Emissionen von untergeordneter Rolle ist. Die dargestellten geringen Effekte der Strohdüngung auf den Flächenertrag, die Bodenkohlenstoff-Vorräte sowie die Höhe der THG-Emissionen bestätigen auch das Ergebnis fehlender Auswirkungen der Strohdüngung am Standort Thyrow auf die produktbezogenen THG-Emissionen.

Mit der mineralischen N-Düngung waren erwartungsgemäß signifikante Ertragssteigerungen verbunden. Im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle konnte in der Fruchtfolge mit Silomais und Kartoffeln der Ertrag mithilfe der mineralischen N-Düngung verdreifacht und in der reinen Getreidefruchtfolge etwa verdoppelt werden. Nach dem Gesetz vom abnehmenden Ertragszuwachs steigt mit zunehmendem N-Düngereinsatz der Ertrag bis zu einem Maximalwert an, wobei der Ertragszuwachs ständig abnimmt (DABERT & BRAUN 2006). In der reinen Getreidefruchtfolge konnten zwischen den N-Düngungsstufen 80 und $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N keine Ertragsunterschiede mehr festgestellt werden. Es ist deshalb davon auszugehen, dass bei den im Versuch am Standort Thyrow angebauten Getreidearten Roggen und Gerste mit 80 kg ha^{-1} N das Ertragsoptimum erreicht werden kann und eine zusätzliche N-Düngung keine positiven Ertragseffekte mehr aufweist. In der Fruchtfolge I mit Silomais und Kartoffeln konnten zwischen den

beiden höchsten N-Düngungsstufen (100 und $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$) Ertragssteigerungen von bis zu $9 \text{ dt ha}^{-1} \text{ GE}$ beobachtet werden, allerdings waren diese nicht signifikant. Untersuchungen von ZIMMER et al. (2005) zeigen, dass mit N-Gaben über $90 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ zu Getreide und mehr als $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ zum Silomais in einer Blattfrucht-Halmfrucht-Halmfrucht-Fruchtfolge auf leichtem Sandboden keine Mehrerträge erreicht werden und demzufolge bereits die maximale Ertragsleistungsfähigkeit erreicht ist. Anhand der Ergebnisse kann davon auszugehen werden, dass die optimale Ertragsfähigkeit am Standort Thyrow in einem ähnlichen Bereich liegt.

Nach MERBACH et al. (2000) bewirkt eine hohe mineralische N-Zufuhr eine Zunahme der Ernte- und Wurzelrückstände, die sich letztlich positiv auf den Kohlenstoff im Boden auswirken. Untersuchungen von SCHWEITZER et al. (2015) belegen allerdings, dass mit der mineralischen N-Düngung im untersuchten Feldversuch dieser Arbeit kein eindeutig positiver Effekt auf den Bodenkohlenstoff-Vorrat nachgewiesen werden kann. Im vorliegenden Versuch wurden durch Mineral-N-Düngung nur vereinzelt signifikant höhere Boden-Kohlenstoffvorräte erreicht. Zwischen den Mineral-N-Düngungsstufen waren die Differenzen nicht signifikant verschieden. Ein positiver Effekt der mineralischen N-Düngung auf den Bodenkohlenstoff-Vorrat konnte im untersuchten Feldversuch am Standort Thyrow somit nicht belegt werden.

Die mineralische N-Düngung bewirkte signifikant zunehmende THG-Emissionen je Flächeneinheit von bis zu 330% im Mittel der untersuchten Fruchtarten. Die produktbezogenen THG-Emissionen zeigen dagegen ein gemischtes Bild. Bedingt durch die Steigerung der N-Düngung von 80 auf $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ bei ausbleibendem Ertragszuwachs in der reinen Getreidefruchtfolge konnte ohne die Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen ein signifikanter Anstieg der produktbezogenen THG-Emissionen beobachtet werden. In der Fruchtfolge mit Silomais und Kartoffeln war die Zunahme der produktbezogenen THG-Emissionen durch steigende Mineral-N-Düngung hingegen nicht signifikant.

Nach OSTERBURG et al. (2013) ist eine wesentliche Maßnahme zur Minderung landwirtschaftlicher THG-Emissionen die Senkung von N-Überschüssen bei gleichzeitiger Sicherstellung eines hohen Ertragsniveaus. FLESSA et al. (2012) weisen darauf hin, dass ertragsunwirksame N-Überschüsse zur Erhöhung reaktiver N-Austräge wie Nitrat und Ammoniak beitragen und letztendlich die Ursache direkter und indirekter N_2O -Emissionen sind. ALBERT & GRUNERT (2013) weisen anhand von Dauerfeldversuchsergebnissen nach, dass auf leichten Standorten eine N-Düngung im Bereich des

Ertragsoptimums bereits N-Überschüsse von bis zu $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ verursacht und die N-Verwertung auf Sandböden demzufolge mit größeren N-Verlusten in die Umwelt verbunden ist.

Die Höhe der N_2O -Emissionen hängt von einer Reihe von Faktoren wie Standort, angebauter Fruchtart und N-Düngung ab (HÉNAULT et al. 2012, STEHFEST & BOUWMAN 2006). In der vorliegenden Arbeit wurden den Vorgaben nach RÖSEMANN et al. (2016) und nach TROST (2015) entsprechend die direkten N_2O -Emissionen an die Bedingungen von Sandböden angepasst und ein linearer Zusammenhang zwischen der Höhe der mineralischen N-Düngung und der Emissionshöhe unterstellt. Bei VAN GROENIGEN et al. (2010) zeigte sich bereits ab einem N-Bilanzüberschuss von $11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ ein deutlicher Anstieg der direkten N_2O -Emissionen. Bei einem N-Bilanzüberschuss von $90 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ traten mehr als dreimal so hohe N_2O -Emissionen auf. Untersuchungen von SHCHERBAK et al. (2014), KIM et al. (2013) sowie MCSWINEY & ROBERTSON (2005) kommen deshalb übereinstimmend zu dem Schluss, dass zwischen der Höhe der N-Düngung und der Höhe der N_2O -Emissionen ein positiver, nicht-linearer Zusammenhang besteht. Die N_2O -Emissionen nehmen insbesondere dann stark zu, wenn die gedüngte N-Menge den N-Bedarf der Pflanze überschreitet.

Für die Auswaschung und den Oberflächenabfluss von Nitratstickstoff wurde im Rahmen dieser Arbeit vereinfachend ein einheitlicher Faktor nach IPCC (2006) von $0,3 \text{ kg kg}^{-1}$ genutzt. IPCC (2006) verweist auf einen Unsicherheitsbereich des Auswaschungsfaktors von 0,1 bis $0,8 \text{ kg kg}^{-1}$. KÖHLER et al. (2006) konnten bei Feldversuchen auf einem sandigen Ackerboden in Norddeutschland keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen der Höhe der N-Düngung und der N-Auswaschung feststellen. Die Unterschiede zwischen ungedüngter Kontrolle und den N-Düngungsstufen lagen im Mittel der Jahre lediglich zwischen 3 und $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ bei durchschnittlichen jährlichen Auswaschungsraten von $36 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Nitrat-N. Deutliche Unterschiede in der Höhe der N-Auswaschung konnten allerdings zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren und angebauten Fruchtarten festgestellt werden. Untersuchungen von HEUMANN et al. (2013) zur N-Auswaschung auf Sandböden postulieren ebenfalls einen starken Zusammenhang zwischen angebauter Fruchtart und N-Auswaschung. Bereits in der ungedüngten Kontrolle zeigten Silomais und Winterroggen Nitratauswaschungen von etwa $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ und Wintergerste von über $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$. Ab einem N-Düngungsniveau von $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ konnte ein genereller Anstieg in der N-Auswaschung festgestellt werden. N-Düngergaben von bis zu $215 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ verursachten je nach Fruchtart bis zu sechs-

mal höhere Nitratauswaschungen im Vergleich zur minimalen N-Auswaschung. Es ist deshalb davon auszugehen, dass der hier vereinfachend unterstellte Auswaschungsfaktor von $0,3 \text{ kg kg}^{-1}$, in Abhängigkeit der angebauten Fruchtart und der Mineral-N-Düngung starken Schwankungen unterliegt. Abschließend ist festzustellen, dass mit dem vorliegenden Datenmaterial sowie anhand von Literaturdaten der im Rahmen dieser Arbeit verwendete Faktor zur N-Auswaschung nach IPCC (2006) nicht näher an die Bedingungen von Sandböden angepasst werden kann. Dies ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen.

Die vorliegenden Ergebnisse am Standort Thyrow bestätigen die aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnisse hinsichtlich der THG-Minderungspotenziale und deren Gültigkeit für sandige Ackerstandorte. Die mineralische N-Düngung oberhalb des Optimums hatte erwartungsgemäß den größten Einfluss auf die Höhe der produktbezogenen THG-Emissionen. Steigende Getreideanteile in der Fruchtfolge bewirkten im Vergleich zur Fruchtfolge mit Kartoffeln und Silomais mit und ohne Berücksichtigung der Bodenkohlenstoff-Vorräte sinkende THG-Emissionen. Dies bedarf allerdings noch weiterführender Untersuchungen.

Der Statische Stickstoff-Kombinationsversuch am Standort **Groß Kreutz** eignet sich aufgrund seines Designs besonders gut, um die Auswirkungen organischer und mineralischer N-Düngung auf die Bodenkohlenstoff-Vorräte und die THG-Bilanzen zu quantifizieren.

Die alleinige organische N-Düngung mit Stalldung erzielte am Standort Groß Kreutz erwartungsgemäß signifikante Ertragssteigerungen. Im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle konnten mit Stalldunggaben von $200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ (zirka $26 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Stalldung-FM) Mehrerträge von bis zu 100 % erzielt werden. ZIMMER et al. (2005) konnten in einem angrenzenden Feldversuch auf Sandboden am Standort Groß Kreutz ähnliche positive Ertragseffekte der Stallmisdüngung beobachten. Untersuchungen von ALBERT & GRUNERT (2013) bestätigen ebenfalls einen deutlichen positiven Ertragseffekt der Stallmisdüngung auf Sandböden. Die Ursache für den positiven Ertragseffekt von Stalldung liegt neben dem direkten Düngungseffekt an einer Vielzahl weiterer Faktoren. Nach Untersuchungen von GÄBERT et al. (2013) am Standort Thyrow hat die organische Düngung mit Stallmist einen positiven Einfluss auf die bodenphysikalischen Eigenschaften wie beispielweise die Lagerungsdichte und die Wasserhaltekapazität des Bodens. Hinzu kommt der positive Einfluss von Stalldung auf die bodenbiologischen Ei-

enschaften wie beispielsweise die Mehrung der mikrobiellen Biomasse (KAUTZ et al. 2004).

Mit der reinen Mineral-N-Düngung konnten am Standort Groß Kreutz bis zu einer Menge von $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ signifikante Ertragssteigerungen generiert werden. Höhere Mineral-N-Gaben führten zu keinem zusätzlichen Mehrertrag. Eine ähnliche Ertragsfähigkeit in Abhängigkeit der Mineral-N-Düngung auf Sandboden bestätigen auch die bereits beschriebenen Untersuchungen am Standort Thyrow sowie die Ergebnisse von ZIMMER et al. (2005). Folglich ist davon auszugehen, dass das Ertragsoptimum am Standort Groß Kreutz bei reiner Mineral-N-Düngung und einfachem Blattfrucht-Halmfruchtwechsel (Silomais und Winterroggen) im Bereich von $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ liegt.

Die kombinierte N-Düngung mit 50 kg ha^{-1} Mineral-N und zusätzlicher organischer N-Düngung mit Stalldung zeigte signifikante Mehrerträge gegenüber der reinen Mineral-N-Düngung. Die kombinierte mineralische und organische N-Düngung bei mehr als 50 kg ha^{-1} Mineral-N erbrachte hingegen keine Mehrerträge gegenüber der alleinigen Anwendung von Mineral-N. Folglich konnten im Untersuchungszeitraum gegenüber der optimalen alleinigen mineralischen N-Düngung von $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ keine positiven Ertragseffekte bei zusätzlicher organischer N-Düngung mit Stalldung beobachtet werden. KÖRSCHENS et al. (2013) beschreiben entgegen den Ergebnissen dieser Arbeit einen Ertragsvorteil der kombinierten organischen und mineralischen N-Düngung von 6 %, verglichen mit der optimalen reinen Mineral-N-Düngung. ZORN & SCHRÖTER (2015) weisen auf lehmigem Sandboden sogar Ertragsvorteile der kombinierten langjährigen Stalldungdüngung gegenüber der optimalen reinen Mineral-N-Düngung von 12 % nach. Untersuchungen von ALBERT & GRUNERT (2013) weisen ebenfalls auf einen Mehrertrag bei der Kombination aus organischem und mineralischem N-Dünger hin, der selbst bei hohen Mineral-N-Gaben noch sichtbar ist. Frühere Untersuchungen von ZIMMER & ROSCHKE (2001) im Feldversuch am Standort Groß Kreutz bestätigen außerdem deutliche Mehrerträge der kombinierten organischen und mineralischen N-Düngung bei gleichem N-Einsatz gegenüber der alleinigen Mineral-N-Anwendung im Mittel der Jahre 1967-2000. Möglicherweise liegt die Ursache für den ausbleibenden Effekt in der vorliegenden Arbeit am kurzen Betrachtungszeitraum (Erntejahre 2001-2010). Neuere Untersuchungen im Feldversuch am Standort Groß Kreutz von ZIMMER & KLEPATZKI (2017b) mit einem Betrachtungszeitraum von 2001-2016 stützen diese These. Die Autoren konnten bei kombinierter organischer und mineralischer N-Düngung signifikante Mehrerträge im Vergleich zur reinen Mineral-Düngung bei $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ beobachten.

Schlussfolgernd ist davon auszugehen, dass mit der kombinierten organischen und mineralischen N-Düngung Ertragsvorteile gegenüber der reinen Mineral-N-Düngung auf Sandboden verbunden sind.

Nachfolgend werden die THG-Emissionen zunächst ohne die Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen diskutiert. Auffällig ist, dass mit zunehmender organischer N-Düngung konstante produktbezogene THG-Emissionen beobachtet werden konnten. Bezogen auf die Fläche zeigten sich mit steigender organischer N-Düngung etwas höhere THG-Emissionen. Offenbar konnten diese durch höhere Ernteerträge mit zunehmender Stalldungdüngung kompensiert werden, sodass die produktbezogene Betrachtung keine signifikanten Unterschiede aufweist. Kritisch anzumerken ist allerdings, dass im Rahmen dieser Arbeit organische Wirtschaftsdünger ohne Vorleistungsemissionen bei der THG-Bilanzierung berücksichtigt werden. MOGENSEN et al. (2014) weisen darauf hin, dass die THG-Emissionen organischer Wirtschaftsdünger je nach angewandter Methode entweder der Tierhaltung oder dem Pflanzenbau zugeschrieben werden können. Nach UBA (2014a) sind THG-Emissionen aus der Vorkette von Wirtschaftsdüngern der Tierhaltung zuzurechnen. Ein Ungleichgewicht zwischen organischen und mineralischen N-Düngemitteln könnte also dadurch entstehen, dass im Gegensatz zu organischen Düngemitteln beim Einsatz mineralischer N-Düngemittel wie beispielsweise KAS Vorleistungsemissionen in Höhe von $9,5 \text{ kg CO}_2\text{-Äq (kg N)}^{-1}$ berücksichtigt werden. Nach KTBL (2016) sind die Nährstoffe aus Wirtschaftsdüngern in den Produktionsverfahren Tierhaltung und Pflanzenbau gleich zu bewerten sind. Im Pflanzenbau eingesetzte organische Wirtschaftsdünger sind deshalb anhand ihres Mineraldüngerequivalentes (MDÄ) multipliziert mit den Vorleistungsemissionen aus der Produktion von Harnstoffdünger in die THG-Bilanz einzubeziehen. Problematisch bei dieser Vorgehensweise erscheint allerdings, dass die Ertragswirksamkeit und damit das MDÄ von organischen Wirtschaftsdüngern im Vergleich zum Mineraldünger-N von einer Vielzahl von Faktoren abhängt. GUTSER et al. (2005) gehen von langfristigen MDÄ organischer Düngemittel von 40 bis 70 % aus. GUTSER et al. (2010) geben für Stalldung im Jahr der Aufbringung ein kurzfristiges MDÄ von nur 10 bis 20 % an. Die Autoren geben insgesamt je nach Wirtschaftsdünger Schwankungsbreiten im MDÄ im Jahr der Anwendung von bis zu 30 % an. Hinzu kommen langfristige Ertragseffekte der organischen Düngung, die nur schwer zu quantifizieren sind. Die Ergebnisse dieser Arbeit am Standort Groß Kreutz bestätigen, dass die Ertragswirksamkeit von Stalldung in Abhängigkeit vom N-Düngungsniveau erhebliche Unterschiede aufweist.

Auf den ersten Blick könnte eine weitere Möglichkeit sein, bei der THG-Bilanzierung gänzlich auf Vorleistungsemissionen zu verzichten und lediglich die relevanten Feldemissionen zu betrachten. Die Systemgrenze wäre folglich der Feldrand. Allerdings werden in der Literatur bei der THG-Bilanzierung die Vorleistungsemissionen eingesetzter Produktionsmittel nach dem Grundsatz „from cradle to gate“ im Regelfall mit einbezogen (HAYASHI et al. 2007, HAAS et al. 2000), sodass eine Vergleichbarkeit mit anderen Studien nicht mehr gewährleistet werden könnte. In der vorliegenden Arbeit wurde aus den genannten Gründen auf die Einbeziehung der Vorleistungsemissionen organischer Wirtschaftsdünger verzichtet.

Wie bereits bei den Ergebnissen am Standort Thyrow beschrieben, wird die Höhe der N_2O -Emissionen von der Höhe der N-Düngung wesentlich beeinflusst (HÉNAULT et al. 2012, STEHFEST & BOUWMAN 2006). Für die Berechnung der direkten N_2O -Emissionen bei der Anwendung von Stalldung-N wurde vereinfachend der gleiche lineare Zusammenhang und Emissionsfaktor nach TROST (2015) unterstellt wie bei der mineralischen N-Düngung. Untersuchungen von VAN GROENIGEN et al. (2004) gehen allerdings auch bei organischer N-Düngung von einem nichtlinearen Zusammenhang zwischen der Höhe der N-Düngung und den N_2O -Emissionen aus. Bei der Berechnung indirekter N_2O -Emissionen durch Auswaschung und Oberflächenabfluss von Stickstoff aus organischen N-Düngemitteln wurden in dieser Arbeit ebenfalls dieselben linearen Faktoren nach IPCC (2006) wie bei der mineralischen N-Düngung unterstellt. Die Höhe der tatsächlichen Bilanzüberschüsse und Nitratausträge mit zunehmender organischer N-Düngung kann mit dem vorliegenden Datenmaterial nicht abgeschätzt werden. Untersuchungen von SHEPHERD & NEWELL-PRICE (2013) zeigen bei jährlicher organischer N-Düngung mit Stallmist auf Sandboden signifikant höhere Nitratausträge im Vergleich zum Einsatz von Mineral-N. Die Autoren gehen davon aus, dass infolge der regelmäßigen Stalldungdüngung und des Aufbaus im Bodenkohlenstoff-Vorrat auch mehr Boden-N mineralisiert und ausgewaschen wird. BLUME et al. (2010) postulieren, dass eine Ausbringung von Stallmist im Herbst auf sandigen Böden zu starken Nitratauswaschungen in den Wintermonaten führt. Äquivalent zur mineralischen N-Düngung ist davon auszugehen, dass mit zunehmenden Bilanzüberschüssen aus der organischen N-Düngung eine Zunahme der direkten und indirekten N_2O -Emissionen einhergeht und demzufolge ebenfalls ein nichtlinearer Zusammenhang besteht. Es ist außerdem zu vermuten, dass die Nitratauswaschungen und folglich auch die indirekten N_2O -Emissionen bei organischer N-Düngung möglicherweise höher sind als bei Mine-

ral-N-Düngung in gleicher Höhe. Inwieweit sich die Höhe der N_2O -Emissionen bei gleicher organischer N-Düngung von denen aus mineralischer N-Düngung unterscheidet, bedarf jedoch weiterer Untersuchungen. KÖRSCHENS et al. (2013) gehen anhand von Dauerfeldversuchs-Ergebnissen davon aus, dass mit Stalldunggaben von $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ FM bereits ein Optimum zwischen positiven Ertragseffekten und vertretbaren Umweltwirkungen erreicht ist. Schlussfolgernd ist anzunehmen, dass die tatsächlichen THG-Emissionen in den Prüfgliedern mit sehr hoher organischer N-Düngung über den aufgezeigten produktbezogenen THG-Emissionen dieser Arbeit liegen. Auch dies bedarf weiterführender Untersuchungen.

Die produktbezogenen THG-Emissionen ohne Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen weisen zwischen 50 und 100 kg ha^{-1} Mineral-N keine Unterschiede auf. Eine weitere Steigerung der Mineral-N-Düngung bewirkt hingegen signifikant höhere produktbezogene THG-Emissionen. Da die zusätzliche mineralische N-Düngung ab 100 kg ha^{-1} N zu keinen weiteren Ertragssteigerungen führt, schlägt sie sich erwartungsgemäß in der Erhöhung der produktbezogenen THG-Emissionen nieder. Unterstützt wird dies durch die Betrachtung der flächenbezogenen THG-Emissionen, die nahezu äquidistante Steigerungen aufweisen. Parallel zu den Ergebnissen am Standort Thyrow ist auch hier zu beachten, dass bei einer Mineral-N-Düngung oberhalb des standortspezifischen Optimums von einer deutlichen Erhöhung der N_2O -Emissionen auszugehen ist und demzufolge gleichermaßen ein nichtlinearer Zusammenhang zwischen der Höhe der N-Düngung und der Höhe der N_2O -Emissionen besteht.

Die Ergebnisse in der kombinierten organischen und mineralischen N-Düngung ohne Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen bestätigen die zuvor beschriebenen Erkenntnisse, dass nur die mineralische N-Düngung zur signifikanten Erhöhung der THG-Emissionen beiträgt.

Mit zunehmendem Stalldungeinsatz konnte im Mittel der Erntejahre 2001-2010 eine deutliche Erhöhung im Bodenkohlenstoff-Vorrat um bis zu 50 % erreicht werden. Untersuchungen von KÖRSCHENS et al. (2014) sowie GÄBERT et al. (2013) bestätigen den deutlichen positiven Effekt der Stallmistdüngung auf den Bodenkohlenstoff-Vorrat auf Sandboden. Der alleinige Einsatz mineralischer N-Düngung brachte im Mittel 2001-2010 übereinstimmend mit den zuvor beschriebenen Ergebnisse am Standort Thyrow sowie GÄBERT et al. (2013) keine signifikanten Unterschiede im Bodenkohlenstoff-Vorrat.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnten insgesamt vier Ansätze zur Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen am Standort Groß Kreutz geprüft werden. Wie bereits am Beispiel des Standortes Thyrow gezeigt wurde, sind die Bodenkohlenstoff-Veränderungen unter Berücksichtigung der kritischen Anmerkungen von KÖRSCHENS (2010) nach dem IPCC-Ansatz (IPCC 2006) geprüft worden (Ansatz 2). Vorteil dieses Ansatzes ist, dass lediglich Bodenkohlenstoff-Messungen zu Beginn und Ende des Betrachtungszeitraums benötigt werden und diese Vorgehensweise damit einfach in der Anwendung ist. Allerdings wird dabei der genaue Verlauf im Bodenkohlenstoff-Vorrat außer Acht gelassen, sodass das Ergebnis dieses Ansatzes primär vom Start- und Endwert abhängt. Das Ausmaß der beobachteten Bodenkohlenstoff-Veränderungen hängt außerdem erheblich vom Sättigungsgrad und damit vom Zeitpunkt bis zum Erreichen eines neuen Fließgleichgewichtes nach Bewirtschaftungsänderung ab (SANDERMAN & BALDOCK 2010). Zusätzlich besteht bei zu geringen Betrachtungszeiträumen die Gefahr der Überschätzung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen in der THG-Gesamtbilanz (GOGLIO et al. 2015). Aus diesem Grund wurde zusätzlich der nach PETERSON et al. (2013) modifizierte Ansatz geprüft (Ansatz 3). Erwartungsgemäß ist der Kurvenverlauf, das heißt die Form der Abhängigkeit zwischen THG-Emissionen und organischer N-Düngung, beider Ansätze identisch, da sich lediglich der Zeithorizont bei sonst gleichem C-Vorrat ändert. Demzufolge sind die berücksichtigten Veränderungen im Bodenkohlenstoff-Vorrat beim geprüften Ansatz nach PETERSON et al. (2013) geringer. Ansonsten sind die übrigen Vor- und Nachteile mit dem Ansatz 2 nach IPCC (2006) identisch.

Neben den beiden genannten Ansätzen wurden die lineare (Ansatz 4) und nichtlineare Regression (Ansatz 5) zur Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen in der THG-Bilanz geprüft. Die beiden Regressionsverfahren sind durch die Nutzung aller Einzelwerte wesentlich detaillierter und folglich ist auch das verwendete Datenmaterial transparenter. Zwar ist die Abhängigkeit von Start- und Endwert durch die Verwendung aller Einzelwerte geringer, doch muss auch hier darauf geachtet werden, in welchem Abschnitt des Sättigungsbereiches bilanziert wird. Ein direkter Vergleich der Ansätze 2 und 3 mit den Ansätzen 4 und 5 ist nach SANDERMAN & BALDOCK (2010) aufgrund der stark differierenden Betrachtungszeiträume nicht möglich. Zusätzlich ist zu beachten, dass bei den Ansätzen 4 und 5 nicht die tatsächlichen Bodenkohlenstoff-Vorräte verwendet wurden, sondern vereinfachend der Zusammenhang zwischen Bodenstickstoff und Bodenkohlenstoff genutzt wurde. Die großen Abweichungen der THG-Emissionen

von bis zu 120 % in den Prüfgliedern zeigen, dass je nach verwendetem Ansatz sehr unterschiedliche Ergebnisse generiert werden. Aus diesem Grund plädiert die vorliegende Arbeit in Übereinstimmung mit SANDERMAN & BALDOCK (2010) sowie GOGLIO et al. (2015) dringend für eine Standardisierung der verwendeten Methodik im wissenschaftlichen Kontext, um die Vergleichbarkeit von Auswertungen zu gewährleisten. Es erscheint dennoch bemerkenswert, dass bei allen vier geprüften Ansätzen zur Berücksichtigung der Bodenkohlenstoff-Veränderungen der Kurvenverlauf der produktbezogenen THG-Emissionen bei zunehmender organischer N-Düngung nahezu gleich ist, obwohl die betrachteten Zeiträume verschieden sind.

Die steigende organische N-Düngung mit Stalldung führte im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle bei allen vier geprüften Ansätzen zu signifikant abnehmenden THG-Emissionen. Die geprüften Ansätze 2, 3 und 4 zeigten bei maximaler Stalldunggabe von $200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ jeweils die geringsten produktbezogenen THG-Emissionen. Lediglich beim Ansatz 5 (nichtlineare Regression) lag das Minimum der THG-Emissionen bei 150 kg ha^{-1} Stalldung-N, während höhere Stalldunggaben wieder zu einer Erhöhung der THG-Emissionen führten. ZIMMER et al. (2005) gehen davon aus, dass mit zunehmenden Stalldungsmengen die Humusreproduktionsleistung des Stalldungs auf leichten Sandböden abnimmt. Die Ursache könnte darin begründet sein, dass bei 200 kg ha^{-1} Stalldung-N der Sättigungsbereich im Bodenkohlenstoff-Vorrat nahezu erreicht ist und demzufolge im betrachteten Zeitraum (2001-2010) geringere Bodenkohlenstoff-Änderungen auftraten als bei niedrigeren Stalldungsmengen. Die statistischen Kennwerte wie Bestimmtheitsmaß und AIC-Wert in Tabelle A 6 belegen außerdem, dass die nichtlineare Regression im Vergleich zur linearen Regression deutlich besser abschneidet. Schlussfolgernd würde Ansatz 5 (nichtlineare Regression) den tatsächlichen Verlauf im Bodenkohlenstoff auch innerhalb der THG-Bilanz am besten abbilden. Diese These bedarf jedoch noch weiterführender Untersuchungen.

Die produktbezogenen THG-Emissionen bei steigender mineralischer N-Düngung unter Berücksichtigung der Bodenkohlenstoff-Veränderungen der Ansätze 4 und 5 (lineare und nichtlineare Regression) zeigen einen nahezu identischen Kurvenverlauf wie Ansatz 1 (ohne Berücksichtigung von Veränderungen im Bodenkohlenstoff). Dies entspricht den Erwartungen, da die ausschließliche mineralische N-Düngung den Bodenkohlenstoff-Vorrat, wie auch bei MERBACH et al. (2000) gezeigt, lediglich über die Menge an Ernte- und Wurzelrückständen der angebauten Fruchtarten beeinflusst und im Untersuchungszeitraum keine signifikanten Änderungen bewirkten. Bei den Ansätzen 2

und 3 konnten hingegen Unterschiede in den produktbezogenen THG-Emissionen bei steigender mineralischer N-Düngung im Vergleich zum Ansatz 1 festgestellt werden. Grund dafür sind Unterschiede im Bodenkohlenstoff-Vorrat zwischen Start- und Endwert. Die Ansätze 2 und 3 berücksichtigen folglich Veränderungen im Bodenkohlenstoff-Vorrat in der THG-Bilanz, obwohl diese nicht signifikant sind.

Bei der Mehrzahl der geprüften Ansätze zeigte die N-Nullvariante gleiche bzw. geringere THG-Emissionen im Vergleich zum identifizierten Ertragsoptimum bei etwa 100 kg ha^{-1} Mineral-N. Bei genauer Betrachtung zeigt sich allerdings, dass die ungedüngte Kontrolle nur etwa die Hälfte des GE-Ertrags der 100 kg ha^{-1} Mineral-N-Variante generiert. ALIG et al. (2015) empfehlen THG-Minderungsmaßnahmen nur dann umzusetzen, wenn damit kein Ertragsrückgang verbunden ist. BRENTRUP et al. (2004) untersuchten im Dauerfeldversuch „Broadbalk wheat experiment“ in England die Umweltauswirkungen verschiedener N-Düngungsstufen. Die Autoren berücksichtigten neben den THG-Emissionen auch weitere Wirkungskategorien wie die Landnutzung. Die Analyse zeigt, dass die ungedüngte Kontrolle zwar die geringsten THG-Emissionen im Vergleich aller Mineral-N-Düngungsstufen aufwies. Bei Berücksichtigung der Wirkungskategorie Landnutzung allerdings im Ranking mit den anderen N-Düngungsstufen deutlich schlechter abschneidet. Im Rahmen dieser Arbeit wiesen neben der ungedüngten Kontrolle einige der untersuchten Prüfglieder signifikante Unterschiede im Flächenertrag auf (Abbildung 18). Die wissenschaftlichen Beiräte WBAE & WBW (2016) gehen davon, dass eine Verringerung der Flächenerträge bei gleichbleibender Nachfrage lediglich zur Verlagerung der THG-Emissionen auf andere Flächen infolge indirekter Landnutzungsänderungen führt. Die Autoren empfehlen aus diesem Grund, die Bewertung mithilfe produktbezogener THG-Emissionen vorzunehmen. Nach SCHMIDT et al. (2015) sind zusätzlich auch die Emissionen der indirekten Landnutzungsänderungen bei der THG-Bilanzierung zu berücksichtigen. Im Rahmen dieser Arbeit wurde aus diesem Grund in Tabelle 14 eine vereinfachte Vorgehensweise gewählt. Berücksichtigt wurden ausschließlich die Prüfglieder, bei denen sich der GE-Ertrag der Fruchtfolge nicht vom standortspezifisch optimalen Fruchtfolgeertrag nach MLUV (2009a) unterscheidet. Mit dieser Vorgehensweise wird ausgeschlossen, dass geringere THG-Emissionen der Prüfglieder nicht gleichzeitig mit indirekten Landnutzungsänderungen infolge geringerer Flächenerträge verbunden sind. Bei allen fünf untersuchten Ansätzen konnte unter der Annahme gleichbleibender Flächenerträge die alleinige organische Düngung mit

200 kg ha⁻¹ Stalldung-N als Prüfglied mit den geringsten THG-Emissionen je Produkt-einheit identifiziert werden. Allerdings ist auch hier zu beachten, dass bei der organischen N-Düngung keine Vorleistungsemissionen berücksichtigt werden und zusätzlich ein linearer Modellansatz gewählt wurde. Unter Berücksichtigung der gesetzlich maximal zulässigen N-Bilanzüberschüsse von 60 kg ha⁻¹ N nach DÜNGEVERORDNUNG (2007) ergeben sich andere Optima für die geringsten THG-Emissionen. Bei den fünf geprüften untersuchten Ansätzen liegt das Optimum dann bei kombinierter organisch und mineralischen N-Düngung von 50 kg ha⁻¹ Mineral-N und 150 kg ha⁻¹ organisch-N. Auffällig ist, dass hierbei unabhängig vom geprüften Ansatz das identische Prüfglied im Optimum liegt, allerdings mit unterschiedlicher Höhe der produktbezogenen THG-Emissionen.

Bei der Bewertung von THG-Minderungspotenzialen sollte die Verringerung mineralischer N-Düngung bei gleichzeitiger Steigerung der N-Effizienz im Vordergrund stehen. Nur auf diese Weise kann gewährleistet werden, dass eine Verminderung der THG-Emissionen nicht gleichzeitig mit höheren THG-Emissionen an anderer Stelle verbunden ist.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass mit der organischen N-Düngung (Stalldung) eine Erhöhung im Bodenkohlenstoff-Vorrat von bis zu 50 % erreicht werden konnte. Dies führte je nach methodischem Ansatz zu THG-Minderungen zwischen 20 und 120 %. Die mineralische N-Düngung oberhalb des standortspezifischen Ertragsoptimums war wie auch beim Dauerfeldversuch am Standort Thyrow mit erheblichen THG-Emissionen verbunden. Die Ergebnisse bestätigen, dass die Stickstoffdüngung eine Schlüsselrolle bei der THG-Minderung auf Sandböden einnimmt.

Anhand einer **Fallstudie** in einem real existierenden Agrarunternehmen lassen sich die THG-Minderungspotenziale bei gleichzeitiger betriebswirtschaftlicher Optimierung in der landwirtschaftlichen Praxis untersuchen. Anzumerken ist, dass bisher nur sehr wenige Studien dieser Art existieren. Das im Rahmen der Fallstudie untersuchte landwirtschaftliche Unternehmen liegt im Land Brandenburg, welches nach MLUV (2009a) durch grundwasserferne sandige Böden mit geringer Bodengüte und begrenztem Ertragspotenzial geprägt ist. Der in der vorliegenden Arbeit untersuchte Landwirtschaftsbetrieb ist durch eine mittlere Ackerzahl von 23 gekennzeichnet und liegt damit deutlich unterhalb des Landesmittelwertes mit Ackerzahl 33 (MLUV 2009b). Im Betrieb ist aufgrund dieser Standortbedingungen von einer tendenziell geringeren Ertragserwartung im Vergleich zum Landesmittel auszugehen. Der untersuchte Betrieb setzte im Mittel der

Erntejahre 2010 bis 2014 etwa 60 kg ha^{-1} mineralischen Stickstoffdünger und zusätzlich etwa die gleiche Menge an organischem Stickstoff (N im Wirtschaftsdünger vor der Ausbringung) im Ackerbau ein. Im Land Brandenburg wurde in den Erntejahren 2010 und 2011 mit zirka 75 kg ha^{-1} N etwas mehr mineralischer Stickstoff als im untersuchten Betrieb eingesetzt (MIL 2012). Nach HÜLSBERGEN & RAHMANN (2015) zählt der N-Saldo zu einem der wichtigsten Indikatoren für Nachhaltigkeit und beschreibt nach HÜLSBERGEN (2003) das Verlustpotenzial reaktiver N-Verbindungen wie beispielsweise Ammoniak, Nitrat und Lachgas. Nach WALKER (2016) betrug der N-Saldo des untersuchten Betriebes 2010 bis 2014 zwischen -8 und $+5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N. Im Vergleich dazu liegt im Land Brandenburg der durchschnittliche jährliche N-Saldo nach MIL (2012) mit etwa $+38 \text{ kg Stickstoff je ha Ackerland}$ deutlich darüber. Der Betrieb erstellt die jährlichen N-Salden anhand der Vorgaben im Nährstoffvergleich nach geltender Düngeverordnung. Laut DÜNGEVERORDNUNG (2017) gehen beim betrieblichen Nährstoffvergleich zu fuhrseitig Mineraldünger-N, organische N-Düngemittel, legume N-Bindung sowie weitere für den untersuchten Betrieb jedoch nicht relevante Größen ein. Auf Seite der Abfuhr werden Ernte- und Nebenprodukte berücksichtigt. Im Gegensatz zur mineralischen und organischen N-Düngung werden die legume N-Bindung, Ernte- und Nebenprodukte sowie gasförmige Ammoniakverluste bei organischen Wirtschaftsdüngern über Pauschalbeträge bilanziert. Durch diese pauschalen Bilanzglieder entstehen gemäß KÜSTERMANN et al. (2010) Unsicherheiten beim N-Saldo. Im untersuchten Landwirtschaftsbetrieb werden alle Wirtschaftsdünger in einem Arbeitsgang beziehungsweise unmittelbar nach der Ausbringung in den Boden eingearbeitet. Nach DÖHLER & HORLACHER (2010) entstehen bei der direkten Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern in den Boden die geringsten gasförmigen Ammoniakverluste. Ein Grund für den geringeren N-Saldo im untersuchten Agrarunternehmen kann die unverzügliche Einarbeitung organischer Düngemittel in den Boden sein, da diese Form der eingesetzten Ausbringtechnik laut BLAG (2012) zu geringeren Ausbringverlusten führt als beim pauschalen Abschlag berücksichtigt wird. Demzufolge ist davon auszugehen, dass im untersuchten Betrieb nur geringe Ammoniakemissionen entstehen, welches sich positiv auf den N-Saldo des Betriebes auswirkt. Darüber hinaus kann die Kenntnis des Betriebes über die effizientere N-Düngung zu einem geringeren N-Düngereinsatz führen und somit zusätzlich den N-Saldo des Betriebes positiv beeinflussen. Weitere mögliche Ursachen für den niedrigen N-Saldo im Betrieb könnten in der legumen N-Bindung sowie den spezifischen Eigenschaften der Ernte- und Nebenprodukte liegen. Wie bereits bei den Ergebnissen

aus den Dauerfeldversuchen diskutiert, bestehen in der Reduktion von N-Überschüssen sehr hohe THG-Minderungspotenziale. Da im untersuchten Landwirtschaftsbetrieb ein nahezu ausgeglichener N-Saldo vorhanden ist, könnte daraus geschlussfolgert werden, dass auch die THG-Minderungspotenziale deutlich geringer als im Mittel des Landes Brandenburg sind. Nach SIELING & KAGE (2010) bestehen bei der Betrachtung einzelner Fruchtarten jedoch teilweise erhebliche Unterschiede im N-Saldo. Es ist somit davon auszugehen, dass THG-Minderungspotenziale bei N-intensiven Kulturen mit hohem N-Saldo vorliegen.

Ohne die genauere Betrachtung der acker- und pflanzenbaulichen Parameter im Betrieb zeigt sich erwartungsgemäß ein klarer Zusammenhang zwischen der Höhe der mineralischen N-Düngung und der Höhe der THG-Emissionen. Allgemein wirkten sich daher Fruchtarten mit geringer mineralischer N-Düngung positiv auf die THG-Bilanz aus. Dies bestätigen auch die zuvor gezeigten Ergebnisse aus den Dauerfeldversuchen. Fruchtarten mit hoher organischer Düngung zeigten hingegen geringere THG-Emissionen. Die Analyse der betriebswirtschaftlichen Auswirkungen zeigte, dass Maßnahmen zur THG-Minderung durch die Veränderungen im Anbau nicht zwangsläufig mit Kosten für den landwirtschaftlichen Betrieb einhergehen müssen. Je nach Situation des Betriebes kann die betriebswirtschaftliche Optimierung auch gleichzeitig mit positiven Effekten auf die Höhe der THG-Emissionen verbunden sein.

Im folgenden Abschnitt werden die erforderlichen Anpassungen im Ackerflächenverhältnis der Fallstudie bei zunehmenden THG-Minderungsvorgaben diskutiert.

Die Ergebnisse aus dem Optimierungsmodell zur THG-Minderung im untersuchten Landwirtschaftsbetrieb weisen darauf hin, dass deutliche Veränderungen im Ackerflächenverhältnis erforderlich sind, um Minderungsziele erreichen zu können. Beim Getreideanbau ergeben sich in Abhängigkeit der THG-Minderungsziele deutliche Veränderungen. Wintergerste könnte bereits bei THG-Minderungsvorgaben von 5 % nicht mehr angebaut werden. Grund dafür ist die betriebswirtschaftliche Überlegenheit im DB von Wintertriticale im Vergleich zur Wintergerste bei etwa gleichen flächen- und produktbezogenen THG-Emissionen. In der betrachteten Fallstudie konnte für Wintertriticale jährlich ein etwa 30 € ha⁻¹ höherer DB erzielt werden als für Wintergerste. Aus Sicht der THG-Minderung ist der Anbau von Wintertriticale unter diesen Bedingungen dem Anbau von Wintergerste vorzuziehen, wenn gleichzeitig die höheren Erlöse zum Anbau alternativer betriebswirtschaftlich benachteiligter Fruchtarten mit geringeren THG-Emissionen genutzt werden.

Der Winterroggenanbau würde mit zunehmenden THG-Minderungsvorgaben unter gleichzeitiger Berücksichtigung des DB auf die im Betrieb mindestens erforderliche Anbaufläche reduziert werden (siehe Flächenrestriktionen in Tabelle 17). Winterroggen ist im Vergleich mit den anderen angebauten Wintergetreidearten durch die geringsten flächenbezogenen THG-Emissionen und einen geringeren Mineral-N-Einsatz gekennzeichnet. Allerdings liegen die GE-Erträge im Untersuchungszeitraum auch deutlich niedriger als die von Winterweizen, Wintergerste und Wintertriticale. Folglich weist der Winterroggen auch den geringsten DB der untersuchten Wintergetreidearten auf. Bei genauer Betrachtung zeigt sich, dass Winterroggen im Gegensatz zu Wintertriticale und Wintergerste im Betrieb auf Ackerflächen mit geringerer Ackerzahl angebaut wird. Nach Untersuchungen der TLL (2016) kann der Winterroggen unter gleichen Anbaubedingungen wie Winterweizen auch gleiche Erträge erreichen. Demzufolge ist das Ertragspotenzial von Winterroggen grundsätzlich mit denen der übrigen Wintergetreidearten vergleichbar. Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass die Ertragsunterschiede beim Winterroggen im Vergleich zu den übrigen Getreidearten auf die Unterschiede in der Bodengüte und in den agrotechnischen Maßnahmen zurückzuführen sind. Kritisch anzumerken ist, dass im Optimierungsmodell nicht zwischen den Sortentypen Hybrid- und Populationsroggen sowie Konsum- und Saatgutroggen unterschieden wurde. Mit der durchgeführten Analyse ist folglich nicht abschätzbar, inwieweit die Betrachtung der Sortentypen und Verwertungsrichtungen das Ergebnis der Optimierung verändern würde.

Zunehmende THG-Minderungsziele wären mit einer Ausdehnung des Silomaisanbaus bis zur maximalen Anbaurestriktion von 953 ha pro Jahr verbunden. Silomais erreichte im 5-jährigen Mittel im Vergleich mit anderen Feldfrüchten im Betrieb den höchsten DB. Gleichzeitig liegen die THG-Emissionen mit $939 \text{ kg ha}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$ im unteren Mittelfeld. Ursache für die verhältnismäßig niedrigen Emissionen ist ein hohes organisches N-Düngungsniveau bei gleichzeitig geringem Mineral-N Einsatz. Zusätzlich erreichte der Silomais mit durchschnittlich $99 \text{ dt ha}^{-1} \text{ GE}$ den mit Abstand höchsten GE-Ertrag im Vergleich aller angebauten Fruchtarten. Konsequenterweise waren auch die produktbezogenen THG-Emissionen mit $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$ am geringsten. MOGENSEN et al. (2014) konnten bei ausschließlich mineralischer N-Düngung zeigen, dass im Vergleich mit anderen Fruchtarten wie Winterraps und Getreide der Silomais die geringsten produktbezogenen THG-Emissionen aufwies. Wie bereits beschrieben, ist Silomais durch einen hohen Humusreproduktionsbedarf gekennzeichnet. Im BUNDESBODENSCHUTZGE-

SETZ (1998) ist der Erhalt standorttypischer Humusgehalte vorgeschrieben, um die positiven Effekte einer Reproduktion der Bodenfruchtbarkeit nach DIEPENBROCK et al. (2012) zu nutzen. Von großer Bedeutung beim Silomaisanbau ist deshalb der Ausgleich des Humusreproduktionsbedarfs durch die Zufuhr organischer Düngemittel bzw. den Anbau humusmehrender Fruchtarten (VDLUFA 2014). Die Ergebnisse der Fallstudie zeigen, dass Silomais im Betrieb fast ausschließlich organisch mit Gärrückständen, Rindergülle, Rinderdung und Hühnertrockenkot gedüngt wird. Zusätzlich werden auf etwa 20 % der gesamten Ackerfläche Sommer- und Winterzwischenfrüchte angebaut. Untersuchungen von BUDRAS (2010) zur Humusbilanz vergangener Erntejahre wiesen insgesamt einen ausgeglichenen Humussaldo im Mittel des in der vorliegenden Arbeit untersuchten Betriebes nach. Der Humusbedarf wurde im Wesentlichen durch den hohen Anteil organischer Düngemittel, den Verbleib von Nebenernteprodukten sowie den Anbau von Zwischenfrüchten ausgeglichen. Es ist deshalb davon auszugehen, dass ein erhöhter Humusreproduktionsbedarf infolge eines ausgedehnten Maisanbaus durch den hohen Anteil organischer Düngung sowie den Zwischenfruchtanbau im Betrieb ausgeglichen werden kann. Hinzu kommt der Anbau humusmehrender Fruchtarten wie Körnerleguminosen und mehrjähriges Feldfutter in der Fruchtfolge.

Zunehmende THG-Minderungsvorgaben könnten durch eine Steigerung des Luzerneanbaus bis zur maximalen Flächenrestriktion von 217 ha (8 % der Gesamtackerfläche) erreicht werden. Im untersuchten Betrieb wird Luzernesilage genauso wie Silomais innerbetrieblich verwertet. Damit kann der Betrieb für Luzerne einen positiven DB von durchschnittlich 111 € ha⁻¹ erzielen. Beim Ertrag erreichte Luzerne mit 62 dt ha⁻¹ GE im Mittel der Erntejahre 2010-2014 deutlich geringere Erträge als Silomais und LKS. Allerdings liegen die flächenbezogenen THG-Emissionen von Luzerne, bedingt durch die geringeren Aufwendungen für Saatgut und N-Düngung, deutlich niedriger als die von Mais als Futterpflanze. Die produktbezogenen THG-Emissionen liegen deshalb mit 13 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹ in einem ähnlich niedrigen Bereich wie die von Silomais und LKS.

Luzerne ist eine mehrjährige Futterpflanze und Leguminose, die Stickstoff bindet und die Bodenfruchtbarkeit fördert. Bedingt durch die Menge an Ernte- und Wurzelrückständen erhöht der mehrjährige Luzerneanbau den Bodenkohlenstoff-Vorrat. Luzerne ist insgesamt durch eine Vielzahl positiver Vorfruchtwirkungen gekennzeichnet (VDLUFA 2014, LÜTKE-ENTRUP & SCHÄFER 2011, RUSSELL et al. 2005). Die positiven Vorfruchteffekte sind ein weiteres Argument für eine Ausweitung der Anbaufläche von Luzerne

auf die maximal zulässige Flächenrestriktion (Tabelle 17) des Betriebes, weil dadurch die Erträge und folglich auch der DB der Nachfrucht erhöht werden.

Der Anbau von Winterraps verursachte im Mittel der Erntejahre $60 \text{ kg CO}_2\text{-Äq (dt GE)}^{-1}$ und damit die höchsten produktbezogenen THG-Emissionen aller untersuchten Fruchtarten. Aufgrund der hohen Ertragsvariabilität von 14 bis $50 \text{ dt ha}^{-1} \text{ GE}$ ergeben sich für den Winterrapsanbau gleichzeitig die größten Schwankungen in den produktbezogenen THG-Emissionen. BONESMO et al. (2012) konnten bei Untersuchungen in 95 Praxisbetrieben ebenfalls zeigen, dass Ölsaaten im Vergleich zu anderen Fruchtarten die höchsten produktbezogenen THG-Emissionen aufwiesen. Dies bestätigen auch Untersuchungen von MOGENSEN et al. (2014). Winterraps erreichte im Rahmen dieser Fallstudie mit $2010 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$ im Vergleich aller angebauten Fruchtarten außerdem die höchsten flächenbezogenen THG-Emissionen. Etwa zwei Drittel dieser Emissionen beim Anbau von Winterraps stammen aus der Anwendung von durchschnittlich $122 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$ mineralischem N-Dünger. Der Winterraps liegt mit einem mittleren jährlichen DB von 196 € ha^{-1} im Vergleich aller Fruchtarten im untersuchten Betrieb an zweiter Stelle hinter dem Silomais und dies trotz der erheblichen Ertragsvariabilität und der kostenintensiven agrotechnischen Maßnahmen. Zunehmende THG-Minderungsvorgaben hätten zunächst eine starke Reduktion im Rapsanbau zur Folge. Zur Erreichung von 15 % THG-Minderung und mehr müsste der Winterrapsanbau sogar vollständig eingestellt werden. Dagegen spräche jedoch, dass Winterraps durch eine besonders gute Vorfruchtwirkung auf die Folgekultur gekennzeichnet ist. Besonders günstig ist Winterraps als Vorfrucht für alle Wintergetreidearten (KOLBE 2006). Im Vergleich zur Getreideselbstfolge gehen Untersuchungen der TLL (2008) von einem Vorfruchtwert bei Getreide durch höhere Erträge bei Winterrapsvorfrucht von mindestens 80 € ha^{-1} aus. SCHNEIDER (2009) ermittelte beim Anbau von Winterweizen Vorfruchtwerte bei Winterrapsvorfrucht im Vergleich zur Weizenselbstfolge zwischen 60 und 380 € ha^{-1} je nach Standort und Bodenbearbeitung. Schlussfolgernd ist davon auszugehen, dass ein verminderter Anbau von Winterraps im untersuchten Betrieb negative Ertragseffekte und letztlich geringere DB der angebauten Nachfrucht verursacht. Vorfruchteffekte wurden bei der linearen Optimierung in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse der Fallstudie zeigen aber, dass Winterraps fast ausschließlich vor Wintergetreide angebaut wird. Mögliche negative Effekte einer Verminderung im Rapsanbau auf die Deckungsbeiträge der Wintergetreide-Nachfrucht können mithilfe der verfügbaren Daten nicht abgeschätzt werden, sollten jedoch bei der Inter-

pretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Anzunehmen ist, dass ein verminderter Anbau von Winterraps, Ertragseinbußen bei der eigentlich darauf folgenden Nachfrucht bewirkt, wenn Winterraps nicht durch eine andere Blattfrucht mit ähnlichen Vorfruchteffekten ersetzt wird.

Im Mittel der Erntejahre 2010-2014 wurden im untersuchten Betrieb 32 ha Lupine angebaut. Bei THG-Minderungsvorgaben von 5 und 10 % würden keine Lupinen mehr im Betrieb angebaut werden. Strengere THG-Minderungsziele von über 15 % wären hingegen mit einem deutlichen Anstieg im Lupinenanbau verbunden. Mit 15 dt ha⁻¹ GE sind die Lupinenerträge im Vergleich aller Fruchtarten am geringsten. Gleichzeitig kann mit dem Lupinenanbau kein positiver DB (-154 € ha⁻¹ a⁻¹) erzielt werden. In Bezug auf die Fläche verursachte der Körnerleguminosen-Anbau von Erbse und Lupine die geringsten THG-Emissionen. Bedingt durch den geringen Ertrag liegen die produktbezogenen THG-Emissionen beim Anbau von Lupine mit 38 kg CO₂-Äq (dt GE)⁻¹ jedoch an vorletzter Stelle vor Winterraps. Der geringe DB beim Lupinenanbau führt zu einer deutlichen Verringerung des Gesamtdeckungsbeitrags (GDB). Ab 20 % THG-Minderungsvorgaben läge der GDB, bedingt durch den negativen DB der Lupine, sogar unterhalb des GDB im Untersuchungszeitraum 2010-2014 des Betriebes. Lupine ist als stickstofffixierende Leguminose durch einen hohen Vorfruchtwert gekennzeichnet. ALPMANN et al. (2013) geben einen Vorfruchtwert der Lupine von etwa 200 € ha⁻¹ an, der insbesondere auf einer verminderten N-Düngung sowie einer verbesserten Bodenstruktur für die Folgekultur beruht. ALBRECHT & GUDDAT (2004) leiten aus mehrjährigen Feldversuchen einen monetären Vorfruchtwert beim Anbau von Körnerleguminosen zwischen 120 und 140 € ha⁻¹ ab. SCHNEIDER (2009) konnte bei Feldversuchen mit Körnerleguminosen und Winterraps nahezu gleiche Vorfruchtwerte ermitteln. Es ist davon auszugehen, dass der Anbau von Lupinen einen ähnlich positiven Effekt auf die Nachfrucht wie Winterraps hat, welches mit dem vorliegenden Datenmaterial jedoch nicht näher quantifiziert werden kann.

Bei der Zusammenfassung der Ergebnisse der Fallstudie und der daraus abzuleitenden Schlussfolgerung ist jedoch zu beachten, dass im Rahmen des Optimierungsmodells nicht alle Restriktionen und Einflussgrößen des Betriebes berücksichtigt werden konnten. Unbekannte Größen im Modell sind beispielsweise Vorfruchteffekte und Veränderungen im Ertrag in Abhängigkeit der Bodengüte. Hinzu kommen die bereits bei den Dauerfeldversuchen genannten vereinfachend verwendeten linearen Faktoren zur Berechnung der THG-Emissionen. Wie bereits bei den Dauerfeldversuchen beschrieben,

werden in der vorliegenden Arbeit darüber hinaus keine Vorleistungsemissionen (lediglich Emissionen aus Dieselkraftstoffverbrauch beim Transport) für organische N-Düngemittel berücksichtigt. Auf die Ermittlung von Veränderungen im Bodenkohlenstoff-Vorrat des Praxisbetriebes wurde aufgrund fehlender Analysen verzichtet. Im Rahmen dieser Arbeit wurden außerdem lediglich die Ertragsmittelwerte der angebauten Fruchtarten im Optimierungsmodell berücksichtigt. Zukünftig empfiehlt es sich, zusätzlich die Ertragsvariabilität in die Auswertungen einzubeziehen, wodurch die tatsächlichen Ertragsunsicherheiten des Betriebes im Optimierungsmodell abgebildet wären.

Trotz der genannten kritischen Punkte lässt sich Folgendes sicher festhalten: Unabhängig von der angebauten Fruchtart ergibt sich ein klarer Zusammenhang zwischen der Höhe der mineralischen N-Düngung und der Höhe der THG-Emissionen. Unterstützt wird dies dadurch, dass sich die im Durchschnitt des Betriebes eingesetzte mineralische N-Menge von aktuell $59 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$ mit zunehmenden THG-Minderungsvorgaben auf $26 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$ bei 25 % THG-Minderungsvorgaben mehr als halbiert.

Die THG-Minderung um 25 % hätte im untersuchten Agrarunternehmen ökonomische Einbußen um etwa 20 % zur Folge. Allerdings zeigen die Ergebnisse auch, dass sich der Ackerbau im untersuchten Betrieb bisher nicht im betriebswirtschaftlichen Optimum befindet. Mit fünf Prozent THG-Minderungsvorgaben konnte eine Steigerung im Gesamtdeckungsbeitrag (GDB) des Betriebes von etwa 20 % beobachtet werden. Bei etwa 18 % THG-Minderung zeigt sich ein gleicher GDB im Vergleich zum Referenzzeitraum 2010-2014. THG-Minderungen bis zu 18 % wären folglich ohne zusätzliche Kosten für den Betrieb generierbar.

Bei gemeinsamer Betrachtung der Ergebnisse aus den beiden untersuchten Dauerfeldversuchen und der Fallstudie erwies sich die mineralische N-Düngung erwartungsgemäß als zentrales Element zur Beeinflussung der THG-Emissionen.

In beiden Dauerfeldversuchen zeigte sich, dass sich die produktbezogenen THG-Emissionen mit zunehmender mineralischer N-Düngung und gleichzeitiger Ertragssteigerung zunächst nur moderat erhöhen, beim Erreichen des Ertragsoptimums jedoch übermäßig stark ansteigen. Wie von den wissenschaftlichen Beiräten WBAE & WBW (2016) beschrieben, ist daher die Verbesserung der N-Effizienz und somit die Vermeidung von N-Überschüssen von wesentlicher Bedeutung für die THG-Minderung und letztendlich für die Umwelt.

Organische Wirtschaftsdünger weisen gegenüber mineralischen N-Düngemitteln eine geringere N-Effizienz auf (GUTSER et al. 2010, SMITH & CHAMBERS 1993). In der vorliegenden Arbeit überwiegen dennoch die positiven Aspekte der organischen N-Düngung. So weist die organische N-Düngung im Vergleich zur mineralischen N-Düngung deutlich geringere THG-Emissionen auf und trägt zur Erhöhung der Bodenkohlenstoff-Vorräte bei (Feldversuch Groß Kreutz). Gleichzeitig leistet die organische Düngung einen wesentlichen Beitrag zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit (DIEPENBROCK et al. 2012).

Das Ackerflächenverhältnis kann ebenfalls einen wichtigen Beitrag zur THG-Minderung leisten, wie mittels der Untersuchungen der Fallstudie gezeigt werden konnte. Zur THG-Minderung ist der Anbau emissionsintensiver Fruchtarten zu reduzieren (Winterraps) und der Anbau emissionsarmer Fruchtarten (Leguminosen und Mais mit einem hohen Anteil organischer N-Düngung) auszudehnen. Die Ergebnisse der Fallstudie zeigen weiterhin, dass Minderungen der THG-Emissionen nicht in jedem Fall mit wirtschaftlichen Einbußen verbunden sein müssen.

Abschließend kann festgestellt werden, dass eine klimaschonende, zukunftsfähige Landwirtschaft die Anpassung der Bodennutzungssysteme unter besonderer Berücksichtigung der Fruchtfolge, der organischen und mineralischen N-Düngung sowie der Bodenkohlenstoff-Veränderungen erfordert.

6 Zusammenfassung

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die Treibhausgas-Minderungspotenziale in unterschiedlichen Bodennutzungssystemen auf sandigen Ackerstandorten Brandenburgs zu untersuchen. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden dazu zwei Dauerfeldversuche an den Standorten Thyrow und Groß Kreutz sowie ein landwirtschaftlicher Praxisbetrieb in Brandenburg analysiert. Grundlage für die Berechnungen der THG-Bilanzen waren die Vorgaben des „Life Cycle Assessments“ (LCA) sowie der Bundesemissionsberichterstattung. Kein wissenschaftlicher Konsens besteht gegenwärtig bei der Einbeziehung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen im Rahmen der THG-Bilanzierung. Aus diesem Grund wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit mithilfe von Dauerfeldversuchsergebnissen verschiedene Ansätze zur Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen in landwirtschaftlichen THG-Bilanzen geprüft.

Die Ergebnisse aus den beiden Dauerfeldversuchen verdeutlichen, dass die mineralische N-Düngung wie erwartet den größten Einfluss auf die Höhe der THG-Emissionen hat. Die höchsten THG-Minderungspotenziale zeigten sich folglich in der Reduktion der mineralischen N-Düngung, insbesondere wenn die N-Düngung oberhalb des standortspezifischen Ertragsoptimums liegt. Die Anpassung der Fruchtfolge kann zur Erhöhung der Bodenkohlenstoff-Vorräte beitragen und letztendlich die THG-Emissionen mindern, allerdings bedarf diese These weiterer Untersuchungen. Die Ergebnisse haben weiterhin gezeigt, dass mit dem Aufbau organischer Bodensubstanz durch Stalldung erhebliche Potenziale zur THG-Minderung verbunden sind. Je nach methodischem Ansatz zur Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen ergaben sich allerdings große Unterschiede in den THG-Bilanzen und letztendlich auch in den ermittelten THG-Minderungspotenzialen. Die Entwicklung eines einheitlichen wissenschaftlichen Verfahrens zur Berücksichtigung von Bodenkohlenstoff-Veränderungen wird deshalb empfohlen.

Die Ergebnisse aus der Fallstudie haben gezeigt, dass die THG-Minderung in der landwirtschaftlichen Praxis eine Veränderung der Ackerflächenverhältnisse erfordert. In diesem Zusammenhang ist der Anbau emissionsintensiver Fruchtarten mit einer intensiven mineralischen N-Düngung wie beispielsweise Winterraps zu reduzieren und durch den Anbau emissionsarmer Fruchtarten zu ersetzen. Im untersuchten landwirtschaftlichen Betrieb erwiesen sich Mais mit organischer N-Düngung sowie der Anbau von Leguminosen als besonders emissionsarm. In der vorliegenden Arbeit konnte darüber hin-

aus gezeigt werden, dass ein positiver Beitrag der ackerbaulichen Bodennutzung zur THG-Minderung nicht zwangsläufig mit höheren Kosten für den Landwirtschaftsbetrieb verbunden sein muss, wenn bei der betriebswirtschaftlichen Optimierung die THG-Emissionen angebauter Fruchtarten berücksichtigt werden.

7 Summary

The aim of this study was to analyze the potential for reducing greenhouse gas (GHG) emissions in different land use systems on sandy soils in the Brandenburg region in Germany, based on two long-term field experiments at Thyrow and Groß Kreutz and an on-farm case study. The calculations of the GHG balances are based on the LCA standard and the German emission report guidelines. There is currently no scientific consensus on how soil organic carbon changes are to be included in GHG balances. Therefore, different approaches to include soil organic carbon changes in GHG calculations from long-term field experiments were examined.

The results of the long-term field experiments showed that mineral nitrogen fertilization had the greatest influence on GHG emissions. The reduction of mineral nitrogen fertilization consequently showed the biggest GHG reduction potential especially if nitrogen fertilization was above the local level. The adaptation of crop rotations may increase soil organic carbon content and thereby mitigate GHG emissions, but this hypothesis requires further research. An increase of soil organic carbon stocks by organic fertilization was shown for the use of farmyard manure. Although this had a high GHG reduction potential, there were large differences between the analytical approaches. This highlights the need to develop standardized scientific methods for assessing GHG emissions from cropping systems.

The results of the case study showed that changing the proportions of different crop species can be used for GHG reduction. In particular, the reduction of crops with high mineral nitrogen demand, e.g. oilseed rape, and the substitution with crops having low GHG emissions is recommended. Maize, receiving high rates of organic fertilizer, as well as legumes showed low GHG emissions on the evaluated farm.

Furthermore, this study elaborates the potential economic benefit for agricultural enterprises with regards to the correlation of GHG reduction and an optimized crop rotation.

8 Literaturverzeichnis

- ALBERT, E., GRUNERT, M. (2013): Wirkung einer langjährig differenzierten mineralisch-organischen Düngung auf Ertrag, Humusgehalt, N-Bilanz und Nährstoffgehalte des Bodens. *Archives Agronomy and Soil Science* 59 (8), 1073-1098.
- ALBRECHT, R., GUDDAT, C. (2004): Welchen Wert haben Körnerleguminosen in der Fruchtfolge. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena.
- ALIG, M., PRECHSL, U., SCHWITTER, K., WALDVOGEL, T., WOLFF, V., WUNDERLICH, A., ZORN, A., GAILLARD, G. (2015): Ökologische und ökonomische Bewertung von Klimaschutzmassnahmen zur Umsetzung auf landwirtschaftlichen Betrieben in der Schweiz. Agroscope, Zürich, Agroscope Science 29.
- ALPMANN, D., BRAUN, J., SCHÄFER, B. C. (2013): Fruchtfolgewirkung von Körnerleguminosen. *Raps Special Körnerleguminosen*. DLG AgroFood Medien, Bonn.
- BAKER, J. M., OCHSNER, T. E., VENTEREA, R. T., GRIFFIS, T. J. (2007): Tillage and soil carbon sequestration – What do we really know? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 1-5.
- BENNETZEN, E. H., SMITH, P., PORTER, J.R. (2016): Decoupling of greenhouse gas emissions from global agricultural production: 1970-2050. *Global Change Biology* 22, 763-781.
- BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (Hrsg.) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart, Hannover.
- BLAG (Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung) (Hrsg.) (2012): Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Braunschweig. URL: http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/dn051542.pdf (10.08.2016).
- BLUME, H-P., BRÜMMER, G., HORN, R., KANDELER, E. KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K., WILKE, B-M., THIELE-BRUHN, S., WELP, G. (2010): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (Hrsg.) (2013): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 2013. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.

- BONESMO, H., SKJELVAG, A. O., JANZEN, H. H., KLAKEGG, O., TVEITO, O. E. (2012): Greenhouse gas emission intensities and economic efficiency in crop production: A systems analysis of 95 farms. *Agricultural Systems* 110, 142-151.
- BRANDAO, M., LEVASSEUR, A., KIRSCHBAUM, M. U. F., WEIDEMA, B. P., COWIE, A. L., JORGENSEN, S. V., HAUSCHILD, M. Z., PENNINGTON, D. W., CHOMKHAMSRI, K. (2013): Key issues and options in accounting for carbon sequestration and temporary storage in life cycle assessment and carbon footprinting. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 230-240.
- BRANKATSCHK, G., FINKBEINER, M. (2014): Application of the Cereal Unit in a new allocation procedure for agricultural life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production* 73, 72-79.
- BRENTROP, F., KÜSTERS, J., LAMMEL, J., BARRACLOUGH, P., KUHLMANN, H. (2004): Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *European Journal of Agronomy* 20, 265-279.
- BUDRAS, M. (2010) Entwicklung eines digitalen Unterstützungssystems für teilschlagspezifische Humusbilanzierung. Bachelorarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin.
- BUNDESBODENSCHUTZGESETZ (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BbodSchG) vom 17.März 1998. BGBl. I S. 502. Zuletzt geändert durch Art. 3 G v. 9.12.2004 I 3214.
- CHADWICK, D., SOMMER, S., THORMAN, R., FANGUEIRO, D., CARDENAS, L., AMON, B., MISSELBROOK, T. (2011): Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal feed Science and Technology* 166-167, 514-531.
- CONGREVES, K. A., BROWN, S. E., NEMETH, D., D., DUNFIELD, K. E., WAGNER-RIDDLE, C. (2016): Differences in field-scale N₂O flux linked to crop residue removal under two tillage systems in cold climates. *Global Change Biology Bioenergy*.
- DABBERT, S., BRAUN, J. (2006): *Landwirtschaftliche Betriebslehre*. Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- DECHOW, R., FREIBAUER, A. (2011): Assessment of German nitrous oxide emissions using empirical modelling approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 91, 235-254.
- DIEPENBROCK, W., ELLMER, F., LEON, J. (2012): *Ackerbau, Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung*. E. Ulmer, Stuttgart.

- DIN-ISO-19684-2: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau, Chemische Laboruntersuchungen, Bestimmung des Humusgehaltes im Boden, Deutsches Institut für Normung.
- DIN-ISO-10694-2: Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse) (ISO 10694: 1995), Deutsches Institut für Normung.
- DÖHLER, H., HORLACHER, D. (2010): Ammoniakemissionen organischer Düngemittel, in Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Hrsg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL-Schrift 483, Darmstadt.
- DÜNGEVERORDNUNG (2017): Verordnung zur Neuordnung der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV) vom 26.05.2017. BGBl. I. Nr. 32 S. 1305.
- DÜNGEVERORDNUNG (2007): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV) vom 27. Februar 2007. BGBl. I S. 221. Zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 36 G v. 24.02.2012 I S 212.
- ELLMER, F. (2010) Nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit unter Beachtung des Klimawandels. Tagungsbeitrag im Rahmen der Fachtagung: „Bedarfsgerechte Düngung“, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaates Sachsen, 26.02.2010, Triebischtal OT Groitzsch. URL: <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/13805.htm> (10.08.2016).
- ELLMER, F., BAUMECKER, M. (2005): Static nutrient depletion experiment Thyrow. Results after 65 experimental years. Archives of Agronomy and Soil Science 51 (2), 151-161.
- EMEP (2013): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013, EEA Technical report No 12/2013. URL: <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013> (10.09.2016).
- EMEP (2009): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009, EEA Technical Report No 6/2009. URL: <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009> (07.01.2016).
- ERISMAN, J. W., SUTTON, M. A., GALLOWAY, J., KLIMONT, Z., WINIWARTER, W. (2008): How a century of ammonia synthesis changed the world. Nature Geoscience 1, 636-639.

- FLESSA, H. (2016): Freisetzung klimaschädlicher Gase in verschiedenen Bodenbewirtschaftungs- und Düngesystemen. Tagungsbeitrag im Rahmen der Fachtagung: Klimaanpassungsstrategien im Pflanzenbau, Fachhochschule Südwestfalen, 05.07.2016, Soest.
- FLESSA, H., MÜLLER, D., PLASSMANN, K., OSTERBURG, B., TECHEN, A-K., NITSCH, H., NIEBERG, H., SANDERS, J., MEYER ZU HARTLAGE, O., BECKMANN, E., ANSPACH, V. (2012): Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. Sonderheft 361. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- FLESSA, H. (2010): Lachgasemissionen landwirtschaftlich genutzter Böden – Stand des Wissens, in Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Hrsg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL-Schrift 483, Darmstadt.
- FREIBAUER, A., ROUNSEVELL, M. D. A., SMITH, P., VERHAGEN, J. (2004): Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122, 1-23.
- FREIBAUER, A., KALTSCHMITT, M. (2003): Controls and models for estimating direct nitrous oxide emissions from temperate and sub-boreal agricultural mineral soils in Europe. *Biogeochemistry* 63, 93-115.
- GÄBERT, T. (2014): Organisch-mineralische Düngung marginaler Sandböden – Bodenchemische, -physikalische und pflanzenbauliche Implikationen. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin.
- GÄBERT, T., ELLMER, F., BAUMECKER, M. (2013): Impacts of long-term fertilization on soil organic carbon and physical properties. *Izvestiya of Timiryazev Agricultural Academy Special Issue*, 79-84, Moscow.
- GÄBERT, T. (2009): Dauerfeldversuche auf sandigen Böden 1923-2007. Masterarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin.
- GAN, Y., LIANG, C., CHAI, Q., LEMKE, R. L., CAMPBELL, C. A., ZENTNER, R. P. (2014): Improving farming practices reduces the carbon footprint of spring wheat production. *Nature Communications* 5.
- GAN, Y., LIANG, C., CAMPBELL, C. A., ZENTNER, R. P., LEMKE, R. L., WANG, H., YANG, C. (2012): Carbon footprint of spring wheat in response to fallow frequency and soil carbon changes over 25 years on the semiarid Canadian prairie. *European Journal of Agronomy* 43, 175-184.
- GAN, Y., LIANG, C., WANG, X., MCCONKEY, B. (2011): Lowering carbon footprint of durum wheat by diversifying cropping systems. *Field Crops Research* 122, 199-206.

- GOGLIO, P., SMITH, W. N., GRANT, B. B., DESJARDINS, R. L., MCCONKEY, B. G., CAMPBELL, C. A., NEMECEK, T. (2015): Accounting for soil carbon changes in agricultural life cycle assessment (LCA): a review. *Journal of Cleaner Production* 104, 23-39.
- GOGLIO, P., GRANT, B. B., SMITH, W. N., DESJARDINS, R. L., WORTH, D. E., ZENTNER, R., MALHI, S. S. (2014): Impact of management strategies on the global warming potential at the cropping system level. *Science of the Total Environment* 490, 921-933.
- GRANDY, S., A., LOECKE, T. D., PARR, S., ROBERTSON, P., G. (2006): Long- Term Trends in Nitrous Oxide Emissions, Soil Nitrogen, and Crop Yields of Till and No-Till Cropping Systems. *Journal of Environmental Quality* 35, 1487-1495.
- GUTSER, R., EBERTSEDER, T., SCHRAML, M., VON TUCHER, S., SCHMIDHALTER, U. (2010): Stickstoffeffiziente und umweltschonende organische Düngung, in Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Hrsg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL-Schrift 483, Darmstadt.
- GUTSER, R., EBERTSEDER, T., WEBER, A., SCHRAML, M., SCHMIDHALTER, U. (2005): Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168 (4), 439-446.
- HAAS, G., WETTERICH, F., GEIER, U. (2000): Life Cycle Assessment Framework in Agriculture on the Farm level. *International Journal of Life Cycle Assessment* 5 (6), 345-348.
- HAENEL, H-D., RÖSEMAN, C., DÄMMGEN, U., PODDEY E., FREIBAUER, A., WULF, S., EURICH-MENDEN, B., DÖHLER, H., SCHREINER, C., BAUER, B., OSTERBURG, B. (2014): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2012 Report on methods and data (RMD) Submission 2014. Thünen Report 17. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- HAENEL, H-D., FREIBAUER, A., RÖSEMAN, C., PODDEY, E., GENSIO, A., EURICH-MENDEN, B., DÖHLER, H. (2010): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden im Rahmen der deutschen Klimaberichterstattung, in Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Hrsg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL-Schrift 483, Darmstadt.
- HAYASHI, K., GAILLARD, G., NEMECEK, T. (2007): Life cycle assessment of agricultural production systems: current issues and future perspectives. In: Good Agricultural Practice (GAP) in Asia and Oceania. Food and Fertilizer Technology Center for the Asian and Pacific region, Taipei, 98–110.

- HÉNAULT, C., GROSSEL, A., MARY, B., ROUSSEL, M., LÉONARD, J. (2012): Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils: A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation. *Pedosphere* 22 (4), 426-433.
- HERSENER J.-L., BAUMGARTNER D. U., DUX D., AESCHBACHER U., BLASER S., GAILLARD G., GLODÉ M., JAN P., JENNI M., MIELEITNER J., MÜLLER G., NEMECEK T., RÖTHELI E., SCHMID D. (2011): Zentrale Auswertung von Ökobilanzen landwirtschaftlicher Betriebe (ZA-ÖB). Schlussbericht. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich und Ettenhausen, 148.
- HEUMANN, S., FIER, A., HABDENTEUFEL, M., HÖPER, H., SCHÄFER, W., EILER, BÖTTCHER, J. (2013): Minimizing nitrate leaching while maintaining crop yields: insights by simulating net N mineralization. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 95, 395-408.
- HILLIER, J., HAWES, C., SQUIRE, G., HILTON, A., WALE, S., SMITH, P. (2009): The carbon footprints of food crop production. *International Journal of Agricultural Sustainability* 7 (2), 107-118.
- HÜLSBERGEN, K. J., RAHMANN, G. (2015): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben: Forschungsergebnisse 2013-2014. Thünen Report 29. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- HÜLSBERGEN, K. J., RAHMANN, G. (2013): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Thünen Report 8. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- HÜLSBERGEN, K. J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Shaker, Aachen.
- IPCC (Intergovernmental Panel On Climate Change) (2014a): Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report. In: R., PACHAURI, R., MEYER, L. (Hrsg.) Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Cambridge, UK,
- IPCC (Intergovernmental Panel On Climate Change) (2014b): Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Hrsg: EDENHOFER, O., PICHES-MADRUGA, R., SOKONA, Y., FARAHANI, E., KADNER, S., SEYBOTH, K., ADLER, A., BAUM, I., BRUNNER, S., EICKEMEIER, P., KRIEMANN,

- B., SAVOLAINEN, J., SCHLÖMER, S., VON STECHOW, C., ZWICKEL, T., MINX, J. C., New York.
- IPCC (Intergovernmental Panel On Climate Change) (2006): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use. URL: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html> (15.06.2015).
- IPCC (Intergovernmental Panel On Climate Change) (2000): Good Practice Guidance and Uncertainty Measurement in National Greenhouse Gas Inventories. IPCC National Greenhouse Gas Inventories programme. URL: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/english/> (07.01.2016).
- IPCC (Intergovernmental Panel On Climate Change) (1996): Revised Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 3. Greenhouse Gas Inventory Reference Manual. IPCC WGI Technical Support Unit, Bracknell.
- ISO (2006a): ISO 14040 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.
- ISO (2006b) ISO 14044 - Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.
- KAUTZ, T., WIRTH, S., ELLMER, F. (2004): Microbial activity in a sandy arable soil is governed by the fertilization regime. *European Journal of Soil Biology* 40 (2), 87-94.
- KAVIDIR, Y., HELLEBRAND, H. J., KERN, J. (2008): Seasonal variations of nitrous oxide emission in relation to nitrogen fertilization and energy crop types in sandy soil. *Soil & Tillage Research* 98, 175-186.
- KIM, D-G., HERNANDEZ-RAMIREZ, G., GILTRAP, D. (2013): Linear and nonlinear dependency of direct nitrous oxide emissions on fertilizer nitrogen input: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 168, 53-65.
- KLEPATZKI, J., ZIMMER, J. ELLMER, F. (2015): Treibhausgasminderung auf Sandböden: Einfluss differenzierter N-Düngung. In *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* 27: 93-94. Verlag Liddy Halm, Göttingen.
- KÖHLER, K., DUYNISVELD, W. H., BÖTTCHER, J. (2006): Nitrogen fertilization and nitrate leaching into groundwater on arable sandy soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169, 185-195.
- Kolbe, H. (2006): Fruchtfolgegestaltung im ökologischen und extensiven Landbau: Bewertung von Vorfruchtwirkungen. *Pflanzenbauwissenschaften* 10 (2), 82-89.

- KÖPKE, U., NEMECEK, T. (2010): Ecological services of faba bean. *Field Crops Research* 115, 217-233.
- KÖRSCHENS, M., ALBERT, E., BAUMECKER, M., ELLMER, F., GRUNERT, M., HOFFMANN, S., KISMANYOKY, T., KUBAT, J., KUNZOVA, E., MARX, M., ROGASIK, J., RINKLEBE, J., RÜHLMANN, J., SCHILLI, C., SCHRÖTER, H., SCHROETTER, S., SCHWEIZER, K., TOTH, Z., ZIMMER, J., ZORN, W. (2014): Humus und Klimaänderung – Ergebnisse aus 15 langjährigen Dauerfeldversuchen. *Archives of Agronomy and Soil Science* 60:11, 1485-1517.
- KÖRSCHENS, M., ALBERT, E., ARMBRUSTER, M., BARKUSKY, D., BAUMECKER, M., BEHLE-SCHALK, L., BISCHOFF, R., CERGAN, Z., ELLMER, F., HERBST, F., HOFFMANN, S., HOFFMANN, B., KISMANYOKY, T., KUBAT, J., KUNZOVA, E., LOPEZ-FANDO, C., MERBACH, I., MERBACH, W., PARDOR, M. T., ROGASIK, J., RÜHLMANN, J., SPIEGEL, H., SCHULZ, E., TAJNSEK, A., TOTH, Z., WEGENER, H., ZORN, W. (2013): Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century. *Archives of Agronomy and Soil Science* 59 (8), 1017-1040.
- KÖRSCHENS, M. (2010): Der organische Kohlenstoff im Boden (Corg) – Bedeutung, Bestimmung, Bewertung Soil organic carbon (Corg) – importance, determination, evaluation. *Archives of Agronomy and Soil Science* 56 (4), 375-392.
- KRAVCHENKO, A. N., ROBERTSON, G. P.Q. (2011): Whole-Profile Soil Carbon Stocks: The Danger of Assuming Too Much from Analysis of Too Little. *Soil Science Society of America Journal* 75, 235-240.
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (Hrsg.) (2016): Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) in der Landwirtschaft, Darmstadt.
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (2015): Parameterdatei Treibhausbilanzierung. KTBL, Darmstadt. Persönliche Mitteilung (21.05.2015).
- KÜSTERMANN, B., MUNCH, J. C., HÜLSBERGEN, K-J. (2013): Effects of soil tillage and fertilization on resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment in Southern Germany. *European Journal of Agronomy* 49, 61-73.
- KÜSTERMANN, B., CHRISTEN, O., HÜLSBERGEN, K-J. (2010): Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135, 70-80.

- LEBENDER, U., SENBAYRAM, M., LAMMEL, J., KUHLMANN, H. (2014): Effect of mineral nitrogen fertilizer forms on N₂O emissions from arable soils in winter wheat production. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177, 722-732.
- LFL (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft) (2013): Untersuchungsergebnisse für verschiedene Mistproben, Freising, unveröffentlichtes Material. In: KTBL (2015).
- LFULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (Hrsg.) (2008): Fruchtfolgegrundsätze im Ökologischen Landbau. Dresden. URL: <http://orgprints.org/15100/> (02.06.2016).
- LIU, C., LU, M., CUI, J., LI, B., FANG, C. (2014): Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. *Global Change Biology* 20, 1366-1381.
- LÜTKE-ENTRUP, N., SCHÄFER, B. C. (2011): Lehrbuch des Pflanzenbaues Band 2: Kulturpflanzen. AgroConcept Verlagsgesellschaft, Bonn.
- LUO, Z., WANG, E. SUN, O. J. (2010) Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agriculture soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139, 224-231.
- LVLf (Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung) (Hrsg.) (2011): Datensammlung für die Betriebsplanung und die betriebswirtschaftliche Bewertung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren. PC-Version mit Bearbeitungsstand vom 15.07.2011, Teltow/Ruhlsdorf.
- MARTINS, M. R., JANTALIA, C.P, POLIDORO, J. C., BATISTA, J. N., ALVES, B. J. R., BODDEY, R. M., URQUIAGA, S. (2015): Nitrous oxide and ammonia emissions from N fertilization of maize crop under no-till in a Cerrado soil. *Soil and Tillage Research* 151, 75-81.
- MCSWINEY, C. P., ROBERTSON, G. P. (2005): Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system. *Global Change Biology* 11, 1712-1719.
- MERBACH, W., HERBST, F., EIBNER, H., SCHMIDT, L., DEUBEL, A. (2013): Influence of different long-term mineral-organic fertilization on yield, nutrient balance and soil C and N contents of a sandy loess (Haplic Phaeozem) in middle Germany. *Archives of Agronomy and Soil Science* 59 (8), 1059-1071.
- MERBACH, W., GARZ, J., SCHLIEPHAKE, W., STUMPE, H., SCHMIDT, L. (2000): The long-term fertilization experiments in Halle (Saale), Germany-Introduction and survey. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163, 629-638.

- MIL (Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg) (Hrsg.) (2012): Agrarbericht 2011/2012, Sonderausgabe 2012, Potsdam. URL: http://www.mlul.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/WEB-Version_Agrarbericht%202011-2012-komprimiert.pdf (10.11.2016).
- MIL (Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg) (Hrsg.) (2010): Datensammlung für die Betriebsplanung und die betriebswirtschaftliche Bewertung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren im Land Brandenburg. Schriftenreihe des Landesamtes für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung Abteilung Landwirtschaft und Gartenbau, Reihe Landwirtschaft, Band 11 (2010) Heft VIII, Potsdam.
- MLUV (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz) (Hrsg.) (2009a): Exkursionsbroschüre zur Tagung der Bodenspezialisten der Bundesländer vom 08. bis 10. Juni 2009 in Brandenburg. Schriftenreihe des Landesamtes für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung, Abteilung Landwirtschaft und Gartenbau. Reihe Landwirtschaft, Band 10, Heft V.
- MLUV (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz) (Hrsg.) (2009b): Dauerfeldversuche in Brandenburg und Berlin. Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung, Frankfurt (Oder).
- MOGENSEN, L., KRISTENSEN, T., NGUYEN, T. L., TRYDEMAN KNUDSEN, M., HERMANSEN, J. E. (2014): Method for calculating carbon footprint of cattle feeds – including contribution from soil carbon changes and use of cattle manure. *Journal of Cleaner Production* 73, 40-51.
- MOSIER, A. R., HALVORSON, A. D., REULE, C. A., LIU, X. J. (2006): Net Global Warming Potential and Greenhouse Gas Intensity in Irrigated Cropping Systems in North-eastern Colorado. *Journal of Environmental Quality* 35, 1584-1598.
- MUBHOFF, O., HIRSCHAUER, N. (2011): Modernes Agrarmanagement – Betriebswirtschaftliche Analyse- und Planungsverfahren. Vahlen, München.
- NEMECEK, T., HAYER, F., BONNIN, E., CARROUÉE, B., SCHNEIDER, A., VIVIER, C. (2015): Designing eco-efficient crop rotations using life cycle assessment of crop combinations. *European Journal for Agronomy* 65, 40-51.
- NIERO, M., INGVORSEN, C. H., JORGENSEN, R. B., HAUSCHILD, M. Z. (2015): How to manage uncertainty in future Life Cycle Assessment (LCA) scenarios addressing the effect of climate change in crop production. *Journal of Cleaner Production* 107, 693-706.
- OBERHOLZER, H. R., LEIFELD, J., MAYER, J. (2014): Changes in soil carbon and crop yield over 60 years in the Zurich Organic Fertilization Experiment, following

- land-use change from grassland to cropland. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177, 696-704.
- OFFENBERGER, K., MIKOLAJEWSKI, S., SITTE, W., AIGNER, K., WENDLAND, M. (2016): Ammoniakverluste nach der Ausbringung von organischen Düngern. Kongressband 2016, VDLUFA-Schriftenreihe 73, 112-119, Speyer.
- OSTERBURG, B., KÄTSCH, S., WOLFF, A. (2013): Szenarioanalysen zur Minderung von Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft im Jahr 2050. Thünen Report 13. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- PETERSEN, B. M., KNUDSEN, M. T., HERMANSEN, J. E., HALBERG, N. (2013): An approach to include soil carbon changes in life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production* 52, 217-224.
- POEPLAU, C., KÄTTERER, T., BOLINDER, M. A., BÖRJESSON, G., BERTI, A., LUGATO, E. (2015): Low stabilization of aboveground crop residue carbon in sandy soils of Swedish long-term experiments. *Geoderma* 237-238, 246-255.
- POWLSON, D. S., STIRLING, C. M., JAT, M. L., GERARD, B. G., PALM, C. A., SANCHEZ, P. A., CASSMANN, K. G. (2014): Limited potential of no-till agriculture for climatic change mitigation. *Nature Climate Change* 4, 678-683.
- POWLSON, D. S., WHITMORE, A. P., GOULDING, K. W. T. (2011): Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science* 62, 42-55.
- RAZON, L. F. (2014): Life Cycle Analysis of an Alternative to the Haber-Bosch Process: Non-Renewable Energy Usage and Global Warming Potential of Liquid Ammonia from Cyanobacteria. *Environmental Progress & Sustainable Energy* 33 (2), 618-624.
- REES, R. M., AUGUSTIN, J., ALBERTI, G., BALL, B. C., BOECKX, P., CANTAREL, A., CASTALDI, S., CHIRINDA, N., CHOJNICKI, B., GIEBELS, M., GORDON, H., GROSZ, B., HORVATH, L., JUSZCZAK, R., KASIMIR KLEMEDTSSON, A., KLEMEDTSSON, L., MEDINETS, S., MACHON, A., MAPANDA, F., NYAMANGARA, J., OLESEN, J. E., REAY, D. S., SANCHEZ, L., SANZ COBENA, A., SMITH, K. A., SOWERBY, A., SOMMER, M., SOUSSANA, J. F., STENBERG, M., TOPP, C. F. E., VAN CLEEMPUT, O., VALLEJO, A., WATSON, C. A., WUTA, M. (2013): Nitrous oxide emissions from European agriculture – an analysis of variability and drivers of emissions from field experiments. *Biogeosciences* 10, 2671-2682.
- REGINA, K., ALAKUKKU, L. (2010): Greenhouse gas fluxes in varying soils types under conventional and no-tillage practices. *Soil & Tillage Research* 109, 144-152.

- ROCHETTE, P. (2008): No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. *Soil & Tillage Research* 101, 97-100.
- ROCHETTE, P., JANZEN, H. (2005): Towards a revised coefficient for estimating N₂O Emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 73, 171-179.
- RÖSEMANN, C., HÄENEL, H-D., DÄMMGEN, U., FREIBAUER, A., WULF, S., EURICH-MENDEN, B., DÖHLER, H., SCHREINER, C., BAUER, B., OSTERBURG, B. (2015): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2013 Report on methods and data (RMD) Submission 2015. Thünen Report 27. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- ROSSIER, D., GAILLARD G. (2004): Ökobilanzierung des Landwirtschaftsbetriebs - Methode und Anwendung in 50 Landwirtschaftsbetrieben. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), FAL Schriftenreihe 53, Zürich.
- RUSSEL, A. E., LAIRD, D. A., PARKIN, T. B., MALLARINO, A. P. (2005): Impact of Nitrogen Fertilization and Cropping System on Carbon Sequestration in Midwestern Mollisols. *Soil Science Society of America Journal* 69 (2), 413-422.
- SAINJU, U. M. (2016): A Global Meta-Analysis on the Impact of Management Practices on Net Global Warming Potential and Greenhouse Gas Intensity from Cropland Soils. *Public Library of Science ONE* ,11 (2).
- SAINJU, U. M., BARSOTTI, J. L., WANG, J. (2014): Net Global Warming Potential and Greenhouse Gas Intensity Affected by Cropping Sequence and Nitrogen Fertilization. *Soil Science Society of America Journal* 78, 248-261.
- SAINJU, U. M., STEVENS, W. B., CEASAR-TONTHAT, T., LIEBIG, M. A. (2012): Soil Greenhouse Gas Emissions Affected by Irrigation, Tillage, Crop Rotation, and Nitrogen Fertilization. *Journal of Environmental Quality* 41, 1774-1786.
- SANDERMANN, J., BALDOCK, J. A. (2010): Accounting for soil carbon sequestration in national inventories: a soil scientist's perspective. *Environmental Research Letters* 5.
- SCHMIDT, J. H., WEIDEMA, B. P., BRANDAO, M. (2015): A framework for modelling indirect land use changes in Life Cycle Assessment. *Journal of Cleaner Production* 99, 230-238.
- SCHNEIDER, M. (2009): Fruchtfolgegestaltung und konservierende Bodenbearbeitung/Direktsaat – Eine pflanzenbaulich/ökonomische Analyse. Dissertation, Technische Universität München.

- SCHULZE MÖNKING, S., KLAPP, C. (2010): Überarbeitung des Getreide- und Vieheinheitenschlüssels. Endbericht zum Forschungsprojekt 06HS030. Georg-August-Universität Göttingen.
- SCHWEITZER, K., KROSCHEWSKI, B., BAUMECKER, M. (2015): Spezifische Wirkung organischer Düngung: Wie wirkt sich der positive Effekt auf den Corg-Gehalt im Boden auf den Ertrag und auf die Nährstoffverwertung aus? Kongressband 2015, VDULFA-Schriftenreihe 71, 249-256, Speyer.
- SCHWEITZER, K., HIERATH, C. (2010): Use of sandy soils in the context with regional soil diversity and soil productivity. International Conference on Soil Fertility and Soil Productivity, Berlin.
- SHANG, Q., YANG, X., GAO, C., WU, P., LIU, J., XU, Y., SHEN, Q., ZOU, J., GUO, S. (2011): Net annual global warming potential and greenhouse gas intensity in Chinese double rice-cropping systems: a 3-year field measurement in long-term fertilizer experiments. *Global Change Biology* 17, 2196-2210.
- SHCHERBAK, I., MILLAR, N., ROBERTSON, G. P. (2014): Global metaanalysis of the non-linear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111 (25), 9199-9204.
- SHEPHERD, M., NEWELL-PRICE, P. (2013): Manure management practices applied to a seven-course rotation on a sandy soil: effects on nitrate leaching. *Soil Use and Management* 29, 210-219.
- SELING, K., KAGE, H. (2010): Efficient N management using winter oilseed rape. A review. *Agronomy for Sustainable Development* (30), 271-279.
- SIX, J., OGLE, S. M., BREIDT, F. J., CONANT, R. T., MOSIER, A. R., PAUSTIAN, K. (2004): The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. *Global Change Biology* 10, 155-160.
- SKINNER, C., GATTINGER, A., MULLER, A., MÄDER, P., FLIEBBACH, A., STOLZE, M., RUSER, R., NIGGLI, U. (2014): Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management – A global meta-analysis. *Science of the Total Environment* 468-469, 553-563.
- SMITH, P. (2012): Soils and climate change. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4 (5), 539-544.
- SMITH, P., DAVIES, C. A., OGLE, S., ZANCHI, G., BELLARBY, J., BIRD, N., BODDEY, R. M., MCNAMARA, N. P., POWLSON, D., COWIE, A., NOORDWIJK, M., DAVIS, S. C., RICHTER, D., KRYZANOWSKI, L., WIJK, M., STUART, J., KIRTON, A., EGGAR, D., NEWTON-CROSS, G., ADHYA, T. K., BRAIMOH, A. K. (2012): Towards an inte-

- grated global framework to assess the impacts of land use and management change on soil carbon: current capability and future vision. *Global Change Biology* 18, 2089-2101.
- SMITH, P., MARTINO, D., CHAI, Z., GWARY, D., JANZEN, H., KUMAR, P., MCCARL, B., OGLE, S., O'MARA, F., RICE, C., SCHOLLES, B., SIROTENKO, O., (2007): Chapter 8. Agriculture. In: METZ, B., DAVIDSON, O.R., BOSCH, P.R., DAVE, R., MEYER, L.A. (Eds.), *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge.
- SMITH, K. A., CHAMBERS, B. J. (1993): Utilizing the nitrogen content of organic manures on farms – problems and practical solutions. *Soil Use and Management* 9 (3), 105-112.
- SOANE, B. D., BALL, B. C., ARVIDSSON, J., BASCH, G., MORENO, F., ROGER-ESTRADE, J. (2012): No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil & Tillage Research* 118, 66-87.
- SRINIVASARAO, C., VENKATESWARLU, B., LAL, R., SINGH, A. K., KUNDU, S., VITTAL, K. P. R., PATEL, J. J., PATEL, M. M. (2014): Long-term manuring and fertilizer effects on depletion of soil organic carbon stocks under pearl millet-cluster bean-castor rotation in western India. *Land Degradation & Development* 25, 173-183.
- STEHFEST, E., BOUWMAN, L. (2006): N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74, 207-228.
- THAER, A. D., (1809): *Grundsätze der rationellen Landwirtschaft* (Bd. 2). Berlin.
- TLL (Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft) (Hrsg.) (2016): *Leitlinie zur effizienten und umweltverträglichen Erzeugung von Winterroggen*. Jena. URL: http://www.tll.de/www/daten/publikationen/leitlinien/ll_wro.pdf (12.04.2017).
- TLL (Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft) (Hrsg.) (2008): *Fruchtfolgegestaltung von Winterraps*. Jena. URL: <http://www.tll.de/ainfo/pdf/ffwr0408.pdf> (10.08.2016).
- TROST, B. (2015): *Treibhausgasemissionen unter Bewässerung und unterschiedlicher Stickstoffdüngungsintensität auf einem Sandboden in Nord-Ost-Deutschland*. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin.
- TROST, B., PROCHNOW, A., BAUMECKER, M., MEYER-AURICH, A., DRASTIG, K., ELLMER, F. (2015): Effects of nitrogen fertilization and irrigation on N₂O emis-

- sions from a sandy soil in Germany, *Archives of Agronomy and Soil Science* 61:5, 569-580.
- TROST, B., ELLMER, F., BAUMECKER, M., MEYER-AURICH, A., PROCHNOW, A., DRASTIG, K. (2014): Effects of irrigation and nitrogen fertilizer on yield, carbon inputs from above ground harvest residues and soil organic carbon contents of a sandy soil in Germany. *Soil Use and Management*, 30, 209-218.
- TUOMISTO, H. L., HODGE, I. D., RIORDAN, P., MACDONALD, D. W. (2012): Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112, 309-320.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2016): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2016: Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2014. *Climate Change* 23/2016. Dessau-Roßlau.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2014a): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger – Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2013. *Climate Change* 29/2014. Dessau Rosslau.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2014b): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2014: Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2012. *Climate Change* 24/2014. Dessau-Roßlau.
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (2016a): National Inventory Submission 2016, European Union (KP). Reported 27 June 2016. URL: http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/9492.php (20.07.2016).
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (2016b): National Inventory Submission 2016, Germany. Reported 15 June 2016. URL: http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/9492.php (20.07.2016).
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (2015): Paris Agreement, Bonn. URL: <http://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/l09r01.pdf> (19.08.2016).
- USSIRI, D. A. N., LAL, R. (2009): Long-term tillage effects on soil carbon storage and carbon dioxide emissions in continuous corn cropping system from an alfisol in Ohio. *Soil & Tillage Research* 104, 39-47.
- VANDENBYGAART, A. (2016): The myth that no-till can mitigate global climate change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 216, 98-99.

- VAN GROENIGEN, J. W., VELTHOF, G. L., OENEMA, O., VAN GROENIGEN, K. J., VAN KESSEL, C. (2010): Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: a case study for arable crops. *European Journal of Soil Science* 61, 903-913.
- VAN GROENIGEN, J. W., KASPER, G. J., VELTHOF, G. L., VAN DEN POL-VAN DAS-SELAAR, A., KUIKMAN, P. J. (2004) Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. *Plant and Soil* 263, 101-111.
- VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (2014): Standpunkt – Humusbilanzierung Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. VDLUFA, Speyer.
- VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (2000): Standpunkt - Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden. VDLUFA, Darmstadt.
- WALKER, B. (2016): Auswirkungen der aktuellen Novelle der Düngeverordnung am Beispiel der Agrargenossenschaft Trebbin. Masterarbeit. Humboldt-Universität zu Berlin.
- WBAE & WBW (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlicher Verbraucherschutz und Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2016): Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Gutachten. Berlin. URL: http://www.bmel.de/DE/Ministerium/Organisation/Beiraete/_Texte/AgrVeroeffentlichungen.html (25.10.2016).
- WBA (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2010): EU-Agrarpolitik nach 2013 – Plädoyer für eine neue Politik für Ernährung, Landwirtschaft und ländliche Räume. Gutachten. Berlin.
- WEIDEMA, B. P., BAUER, C., HISCHIER, R., MUTEL, C., NEMECEK, T., REINHARD, J., VADENBO, C. O., WERNET, G. (2013). Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1(v3). St. Gallen: The ecoinvent Centre. URL: <http://ecoinvent.org> (11.06.2015).
- WESSOLEK, G., KAUPENJOHANN, M., DOMINIK, P., ILG, K., ZEITZ, J., GAHRE, F., SCHULZ, E., ELLERBROCK, R. (2008): Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

- WOLF, U., FUß, R., HÖPPNER, F., FLESSA, H. (2014): Contribution of N₂O and NH₃ to total greenhouse gas emission from fertilization: results from a sandy soil fertilized with nitrate and biogas digestate with and without nitrification inhibitor. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 100, 121-134.
- WRI & WBCSD (World Resources Institute and World Business Council for Sustainable Development) (2014): GHG Protocol Agricultural Guidance – Interpreting the Corporate Accounting and Reporting Standard for the agricultural sector. Greenhouse Gas Protocol. URL: <http://www.ghgprotocol.org/standards/agriculture-guidance> (18.11.2015).
- ZANDER, P., AMJATH-BABU, T.S., PREISSEL, S., RECKLING, M., BUES, A., SCHLÄFKE, N., KUHLMAN, T., BACHINGER, J., UTHES, S., STODDARD, F., MURPHY-BOKERN, D., WATSON, C. (2016): Grain legume decline and potential recovery in European agriculture: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 36:26.
- ZIMMER, J., KLEPATZKI, J. (2017a): Einfluss von organisch-mineralischer Stickstoffdüngung auf die Treibhausgasbilanz von Silomais-Winterroggen-Fruchtwechsel auf einem diluvialen Sandboden im Dauerfeldversuch M4, Groß Kreutz. In: Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung des Landes Brandenburg: Jahresbericht 2016 Landwirtschaft, Teltow/Ruhlsdorf.
- ZIMMER, J., KLEPATZKI, J. (2017b): Ertragsniveau von Silomais-Winterroggen-Fruchtwechsel auf einem diluvialen Sandboden im Dauerfeldversuch M4, Groß Kreutz. In: Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung des Landes Brandenburg: Jahresbericht 2016 Landwirtschaft, Teltow/Ruhlsdorf.
- ZIMMER, J. (2016): Statistische Auswertungen kalkulierter THG-Emissionen im Dauerfeldversuch M4 am Standort Groß Kreutz. Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung des Landes Brandenburg, Teltow/Ruhlsdorf. Persönliche Mitteilung (20.09.2016).
- ZIMMER, J. (2014): Dauerfeldversuchsdaten am Standort Groß Kreutz sowie statistische Auswertungen. Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung des Landes Brandenburg, Teltow/Ruhlsdorf. Persönliche Mitteilung (03.12.2014).
- ZIMMER, J., ELLMER, F., KROSCHESKI, B. (2013): Humusreproduktionsleistung von Stalldung im Dauerfeldversuch M4 Groß Kreutz. VDLUFA-Schriftenreihe 69, Speyer.
- ZIMMER, J., ROSCHKE, M., SCHULZE, D. (2005): Influence of different treatments of organic and mineral fertilization on yield, soil organic matter and N-balance of a

- diluvial sandy soil – results after 45 years long-term field experiment P60 (Groß Kreutz, 1959-2003), Archives of Agronomy and Soil Science 51(2), 135-149.
- ZIMMER, J., ROSCHKE, M. (2001): Einfache Reproduktion der organischen Bodensubstanz – Erfahrungen aus Dauerversuchen im Land Brandenburg. Kongressband 2001, VDLUFA-Schriftenreihe 57, 481-489, Speyer.
- ZORN, W., SCHRÖTER, H. (2015): Wirkung differenzierter organischer und mineralischer Düngung auf Ertrag, N-Saldo und Humusgehalt im Boden – Ergebnisse aus dem Dauerdüngungsversuch L28 in Bad Salzungen nach 50 Jahren. Kongressband 2015, VDLUFA-Schriftenreihe 71, 131-140, Speyer.

Anhang

Verzeichnis der Tabellen im Anhang

Tabelle A 1: Kalkulationsdaten zur Berechnung der N-Gehalte von Ernterückständen ausgewählter Fruchtarten	117
Tabelle A 2: Zur Bestimmung des Treibhauspotenzials verwendete Parameter	118
Tabelle A 3: Agrotechnische Verfahren nach Fruchtarten am Standort Groß Kreutz im Dauerfeldversuch M4.....	119
Tabelle A 4: Agrotechnische Verfahren nach Fruchtarten am Standort Thyrow im Dauerfeldversuch DV	120
Tabelle A 5: Bodenkohlenstoff-Vorräte ($\text{t ha}^{-1} \text{ C}$) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow vor Versuchsbeginn (Mittel 1973-1974)	122
Tabelle A 6: Schätzung der C_t -Vorratsänderung anhand N_t -Vorratsänderung im Mittel 2001-2010 am Standort Groß Kreutz im Dauerfeldversuch M4	122

Tabelle A 1: Kalkulationsdaten zur Berechnung der N-Gehalte von Ernterückständen ausgewählter Fruchtarten

Fruchtart	$X_{\text{renew},i}$ ha ha ⁻¹	$X_{\text{mow},i}$	$X_{Y,DM,i}$ kg kg ⁻¹	$X_{AGR,DM,i}$	$a_{\text{above},i}$ kg kg ⁻¹	$X_{N,\text{above},i}$ kg kg ⁻¹ N	$a_{\text{below,bio},i}$ kg kg ⁻¹	$X_{N,\text{below},i}$ kg kg ⁻¹ N
Winterweizen	1	1	0,86	0,86	0,8	0,0050	0,23	0,009
Roggen	1	1	0,86	0,86	0,9	0,0050	0,22	0,011
Wintergerste	1	1	0,86	0,86	0,7	0,0050	0,22	0,014
Sommergerste	1	1	0,86	0,86	0,8	0,0050	0,22	0,014
Hafer	1	1	0,86	0,86	1,1	0,0050	0,25	0,008
Triticale	1	1	0,86	0,86	0,9	0,0050	0,22	0,009
Körnermais	1	1	0,86	0,86	1,0	0,0090	0,22	0,007
Silomais	1	1	0,28	0,28	0,0	0,0038	0,22	0,007
Winterraps	1	1	0,91	0,86	1,7	0,0070	0,22	0,010
Luzerne	0,33	0,33	0,20	0,20	0,3	0,0060	0,40	0,019
Kartoffeln	1	1	0,22	0,15	0,2	0,0020	0,20	0,014
Erbsen	1	1	0,86	0,86	1,0	0,0150	0,40	0,022
andere Hülsenfrüchte	1	1	0,86	0,86	1,0	0,0150	0,40	0,022

Quelle: verändert nach RÖSEMANN et al. (2015, S. 330)

$X_{\text{renew},i}$ = Flächenanteil der Fruchtart (mehrfähig), der jährlich erneuert wird

$X_{\text{mow},i}$ = 1/ Erntehäufigkeit pro Jahr (dimensionslos)

$X_{Y,DM,i}$ = Trockenmasse im Erntegut

$X_{AGR,DM,i}$ = Trockenmasse oberirdischer Ernterückstände

$a_{\text{above},i}$ = Verhältnis oberirdischer Ernterückstände zum Ertrag des Haupternteerzeugnisses

$X_{N,\text{above},i}$ = N-Gehalt oberirdischer Ernterückstände, bezogen auf die Frischmasse

$a_{\text{below,bio},i}$ = Verhältnis unterirdischer Ernterückstände zur oberirdischen Gesamtbioasse

$X_{N,\text{below},i}$ = N-Gehalte der unterirdischen Ernterückstände

Tabelle A 2: Zur Bestimmung des Treibhauspotenzials verwendete Parameter

Kategorie	Parameter	Beschreibung	Faktor	Einheit	Literaturquelle
VL	THG-EF	Vorleistungsemissionen aus einheitlicher Literaturquelle		kg CO ₂ -Äq	WEIDEMA et al. (2013)
PB	THG-EF	durch Wirtschaftsdünger oder Mineraldünger dem Boden zugeführtes N, nach Abzug der gasförmigen Ausbringverluste	0,0037	kg N ₂ O-N · (kg N) ⁻¹	TROST (2015)
PB	THG-EF	durch Ernte- und Wurzelrückstände dem Boden zugeführtes N	0,0037	kg N ₂ O-N · (kg N) ⁻¹	TROST (2015)
PB	THG-EF	durch Humus-Mineralisierung im Boden freigesetztes N	0,0037	kg N ₂ O-N · (kg N) ⁻¹	TROST (2015)
PB	THG-EF	durch Klärschlamm dem Boden zugeführtes N, nach Abzug der gasförmigen Ausbringverluste	0,0037	kg N ₂ O-N · (kg N) ⁻¹	TROST (2015)
PB	THG-EF	über Gärreste dem Boden zugeführtes N, ohne Abzug der gasförmigen Ausbringverluste	0,0037	kg N ₂ O-N · (kg N) ⁻¹	TROST (2015)
PB	THG-EF	N ₂ als Verlustglied	0,0259	kg N ₂ -N · (kg N) ⁻¹	TROST (2015), RÖSEMANN et al. (2015)
Huhn	UAN-Gehalt	Legehennenrottemist vor Ausbringung	0,4886	kg UAN · (kg N) ⁻¹	LFL (2013)
Rind	TAN-Gehalt	Rinderrottemist vor Ausbringung	0,1664	kg TAN · (kg N) ⁻¹	LFL (2013)
übrige Parameter aus einheitlicher Literaturquelle					RÖSEMANN et al. (2015)

Quelle: In Anlehnung an KTBL (2015)

VL= Vorleistung; PB= Pflanzenbau; THG-EF= Treibhausgas-Emissionsfaktor

Tabelle A 3: Agrotechnische Verfahren nach Fruchtarten am Standort Groß Kreutz im Dauerfeldversuch M4

Eingesetzte Maschinen und Arbeitsgeräte	Schlepper- Leistung (KWh)	Winter- roggen Anzahl	Silomais
Aufsattelbeetpflug, 7-furchig, 2,45 m, Pflugtiefe 20 cm	112-130	1	1
+ Packer 2,45 m	-	1	-
Scheibenegge, aufgesattelt, 6 m	112-130	2	1
Feingrubber (Federzinken) + Nachläufer, 6 m	112-130	1	-
schwerer Grubber, aufgesattelt+Stabkrümmer, 6 m	93-111	-	1
Saatbettkombination, aufgesattelt, 8 m	131-147	-	1
Anhängedrimmaschine, pneumatisch, 1800 l, 6 m	75-92	1	-
Einzelkorndrillm., Mais, 12-reihig, 9 m	93-111	-	1
Pflanzenschutzspritze, angehängt, 3000 l, 24 m	75-92	1) ¹⁾	1) ¹⁾
Schleuderdüngerstreuer, 1,8 t, 18 m	60-74	0,25-2,75*	
Selbstfahr-Häcksler, 350 kW	-	-	1
+ Maisgebiss, 6-reihig	-	-	1
+ Futtertransport, Parallelfahrt Feld	60-74	-	1
Mähdrescher, Selbstfahrer, 225 kW	-	1	-
+ Getreideschneidwerk, 7,5 m	-	1	-
+ Häcksler	-	1	-
Futtertransport, Strasse, 1 Schlepper und 2 Wagen	60-74	-	1
Korntransport, Strasse, 1 Schlepper und 2 Hänger	93-111	1	-
Erntegut im Silo verteilen, festfahren; Schlepper+Abschiebegabel	93-111	-	1
Erntegut im Silo verteilen, festfahren; Schlepper+Verteilzinken	60-74	-	1
Stallmisttransport, 1 Schlepper und 1 Hänger	93-111	-	1
+Dreiseitenkipper, zweiachsig, 12 t	-	-	1
Stalldungstreuer, Tandemachse 10 t, 6 m, Feldrand	93-111	-	1
+Frontlader (Stallmistladen, Feldrand)	49-59	-	1

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach LVLf (2011)

Für alle Verfahren wurden eine durchschnittliche Schlaggröße von 20 ha und eine Feld-Hof-Entfernung von 4 Kilometern unterstellt. Schlepperleistungen entsprechen den Empfehlungen für das Brandenburger Landbauggebiet II.

*In Abhängigkeit des Prüfgebietes

1) Fruchtartspezifische Vorgaben nach MIL (2010)

Tabelle A 4: Agrotechnische Verfahren nach Fruchtarten am Standort Thyrow im Dauerfeldversuch DV

Eingesetzte Maschinen und Arbeitsgeräte	Schlepperleistung	WR	SM	WG
	(KWh)	Anzahl		
Aufsattelbeetpflug, 7-furchig, 2,45 m, Pflugtiefe 20 cm	75 - 92	1	1	1
+ Packer 2,45 m	-	1	1	1
Scheibenegge, aufgesattelt, 6 m	112 - 130	1	1	1
Feingrubber (Federzinken) + Nachläufer, 6 m	93 - 111	-	-	1
Saatbettkombination, aufgesattelt, 8 m	112 - 130	1	1	1
Dammvorformgerät, 4-reihig	75 - 92	-	-	-
Anhängedruckmaschine, pneumatisch, 1800 l, 6 m	75 - 92	1	-	1
Einzelkorndruckm., Mais, 12-reihig, 9 m	93 - 111	-	1	-
Anhänge-Kartoffellegemasch. mit Kippbunker, 2,5 t, 4-reihig, 3 m	60 - 74	-	-	-
Kartoffelpflege mit Häufelstriegler, 4-reihig	49 - 59	-	-	-
Pflanzenschutzspritze, angehängt, 3000 l, 24 m	75 - 92	1)	1)	1)
Schleuderdüngerstreuer, 1,8 t, 18 m	60 - 74	1,25 - 2,25 *		
Selbstfahr-Häcksler, 350 kW	350	-	1	-
+ Maisgebiss, 6-reihig	-	-	1	-
+ Futtertransport, Parallelfahrt Feld	60 - 74	-	1	-
Mähdrescher, Selbstfahrer, 225 kW	225	1	-	1
+ Getreideschneidwerk, 7,5 m	-	1	-	1
+ Häcksler	-	1	-	1
Kartoffelkrautschläger, 4-reihig, 3m	49 - 59	-	-	-
Kartoffelsammelroder, 2-reihig, Überladeband	60 - 74	-	-	-
+ Kartoffeltransport, Parallelfahrt Feld, 1 Schlepper und 1 Hänger	60 - 74	-	-	-
Kartoffeltransport, Strasse, 1 Schlepper und 2 Hänger	75 - 92	-	-	-
Korntransport, Strasse, 1 Schlepper und 2 Hänger	93 - 111	1	-	1
Futtertransport, Strasse, 1 Schlepper und 2 Wagen	60 - 74	-	1	-
Erntegut im Silo verteilen, festfahren; Schlepper+Abschiebegabel	93 - 111	-	1	-
Erntegut im Silo verteilen, festfahren; Schlepper+Verteilzinken	60 - 74	-	1	-
Quaderballenpresse, 2 m ³ ; 3,5dt, 6 m-Schwad	93 - 111	0 - 1 *	-	1
Quaderballen Laden + Abladen, Schlepper mit Frontzange	60 - 74	0 - 1 *	-	1
Quaderballen transportieren, Schlepper + Hänger	60 - 74	0 - 1 *	-	1

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach LVL (2011)

WR=Winterroggen; SM=Silomais; WG=Wintergerste

Für alle Verfahren wurden eine durchschnittliche Schlaggröße von 20 ha und eine Feld-Hof-Entfernung von 4 Kilometern unterstellt. Schlepperleistungen entsprechen den Empfehlungen für das Brandenburger Landbauggebiet IV.

*In Abhängigkeit des Prüfgebietes

1) Fruchtartsspezifische Vorgaben nach MIL (2010)

Tabelle A4-Fortsetzung: Agrotechnische Verfahren nach Fruchtarten am Standort Thyrow im Dauerfeldversuch DV

Eingesetzte Maschinen und Arbeitsgeräte	Schlepper- Leistung (KWh)	SG	KA	HA	GS ²⁾	
		Anzahl				
Aufsattelbeetpflug, 7-furchig, 2,45 m, Pflugtiefe 20 cm	75 - 92	1	1	1	1	
+ Packer 2,45 m	-	1	1	1	-	
Scheibenegge, aufgesattelt, 6 m	112 - 130	1	1	1	1	
Feingrubber (Federzinken) + Nachläufer, 6 m	93 - 111	-	1	-	1	
Saatbettkombination, aufgesattelt, 8 m	112 - 130	2	-	1	-	
Dammvorformgerät, 4-reihig	75 - 92	-	1	-	-	
Anhängedrimmaschine, pneumatisch, 1800 l, 6 m	75 - 92	1	-	1	-	
Einzelkorndrimm., Mais, 12-reihig, 9 m	93 - 111	-	-	-	-	
Anhänge-Kartoffellegemasch. mit Kippbunker, 2,5 t, 4-reihig, 3 m	60 - 74	-	1	-	-	
Kartoffelpflege mit Häufelstriegler, 4-reihig	49 - 59	-	3	-	-	
Pflanzenschutzspritze, angehängt, 3000 l, 24 m	75 - 92	1)	1)	1)	-	
Schleuderdüngerstreuer, 1,8 t, 18 m	60 - 74	1,25 - 2,25 *				1
Selbstfahr-Häcksler, 350 kW	350	-	-	-	-	
+ Maisgebiss, 6-reihig	-	-	-	-	-	
+ Futtertransport, Parallelfahrt Feld	60 - 74	-	-	-	-	
Mähdrescher, Selbstfahrer, 225 kW	225	1	-	1	-	
+ Getreideschneidwerk, 7,5 m	-	1	-	1	-	
+ Häcksler	-	1	-	1	-	
Kartoffelkrautschläger, 4-reihig, 3m	49 - 59	-	1	-	-	
Kartoffelsammelroder, 2-reihig, Überladeband	60 - 74	-	1	-	-	
+ Kartoffeltransport, Parallelfahrt Feld, 1 Schlepper und 1 Hänger	60 - 74	-	1	-	-	
Kartoffeltransport, Strasse, 1 Schlepper und 2 Hänger	75 - 92	-	1	-	-	
Korntransport, Strasse, 1 Schlepper und 2 Hänger	93 - 111	1	-	1	-	
Futtertransport, Strasse, 1 Schlepper und 2 Wagen	60 - 74	-	-	-	-	
Erntegut im Silo verteilen, festfahren; Schlepper+Abschiebegabel	93 - 111	-	-	-	-	
Erntegut im Silo verteilen, festfahren; Schlepper+Verteilzinken	60 - 74	-	-	-	-	
Quaderballenpresse, 2 m³; 3,5dt, 6 m-Schwad	93 - 111	0 - 1 *	-	1	-	
Quaderballen Laden + Abladen, Schlepper mit Frontzange	60 - 74	0 - 1 *	-	1	-	
Quaderballen transportieren, Schlepper + Hänger	60 - 74	0 - 1 *	-	1	-	

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach LVLf (2011)

SG=Sommergerste; KA=Kartoffeln; HA=Hafer; GS=Gelbsenf

Für alle Verfahren wurden eine durchschnittliche Schlaggröße von 20 ha und eine Feld-Hof-Entfernung von 4 Kilometern unterstellt. Schlepperleistungen entsprechen den Empfehlungen für das Brandenburger Landbauggebiet IV.

*In Abhängigkeit des Prüfgebietes

1) Fruchtartspezifische Vorgaben nach MIL (2010); 2) Sommerzwischenfrucht

Tabelle A 5: Bodenkohlenstoff-Vorräte ($\text{t ha}^{-1} \text{ C}$) im Dauerfeldversuch am Standort Thyrow vor Versuchsbeginn (Mittel 1973-1974)

Prüfglied		Fruchtfolge		
		I	II $\text{t ha}^{-1} \text{ C}$	III
N1	Strohdüngung	22,38	23,39	22,85
N2				
N3				
N4				
Z1		19,61	22,47	21,18
Z2		14,42	16,32	15,51

N1-N4= Mineral-N-Düngungsstufen, Z1-Z2 = Zusatzprüfglieder (siehe Tabelle 2)

Tabelle A 6: Schätzung der C_t -Vorratsänderung anhand N_t -Vorratsänderung im Mittel 2001-2010 am Standort Groß Kreutz im Dauerfeldversuch M4

N-Düngungs-kombination	Funktions-typ	AIC	R^2	N_t -Vorrats- änderung ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}_t$)	C:N- Verhältnis	C_t -Vorrats- änderung ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ C}_t$)
O1M1	logistisch	-23,7	0,33	-4,76	10,15	-48
	linear	-23,2	0,19	-11,87	10,15	-120
O1M2...5	linear	-135,1	0,15	0	-	0
O2M1...5	linear	-124,4	0,01	0	-	0
O3M1...3	linear	-96,4	0,01	0	-	0
O3M4...5	tanh	-55,4	0,54	13,27	10,60	141
	linear	-41,3	0,24	15,00	10,60	160
O4M1...5	tanh	-150,2	0,59	15,72	10,70	168
	linear	-112,0	0,37	19,48	10,70	208
O5M1...5	tanh	-117,0	0,58	8,27	10,71	89
	linear	-97,5	0,47	25,71	10,71	275

Quelle: Zusammenstellung und Auswertung nach ZIMMER (2014)

O= organische N-Düngung mit Stalldung; M= mineralische N-Düngung mit KAS;
 1= $0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; 2 = $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; 3 = $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; 4 = $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; 5 = $200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$;
 Gruppenbildung nach organisch-mineralischer N-Düngung und Signifikanz im LSD-Test